



Pós-Graduação  
**ZOOLOGIA**  
MPEG/UFPA



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ/MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**  
**CURSO DE DOUTORADO EM ZOOLOGIA**

**INFLUÊNCIA DA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA ESTRUTURA DO  
HÁBITAT E DIVERSIDADE DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS  
NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

**BRUNO DA SILVEIRA PRUDENTE**

**Belém – PA**

**2016**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ/MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**  
**CURSO DE DOUTORADO EM ZOOLOGIA**

**INFLUÊNCIA DA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA ESTRUTURA DO**  
**HÁBITAT E DIVERSIDADE DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS**  
**NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, do Convênio Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para a obtenção do grau de doutor em Zoologia.

**Orientador: Dr. Luciano F. de A. Montag**  
Instituto de Ciências Biológicas/UFPA

**Co-orientador: Dr. Paulo Santos Pompeu**  
Departamento de Biologia/UFLA

**Belém – PA**  
**2016**

**INFLUÊNCIA DA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA ESTRUTURA DO  
HÁBITAT E DIVERSIDADE DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE PEIXES DE  
RIACHOS NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

**Bruno da Silveira Prudente**

**Banca Examinadora**

Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag (Orientador Presidente) - UFPA

Dra. Lilian Casatti (Membro externo) - UNESP, São José do Rio Preto

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/8041011456158217>

Dra. Erica Maria Pellegrini Caramaschi (Membro externo) - UFRJ

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/5356106015121653>

Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos (Membro externo) - UFPA

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/7227882802366966>

Dr. Fabricio Barreto Teresa (Membro externo) - UEG

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/2706179711969560>

Dr. Rogério Rosa da Silva (Membro interno) - MPEG

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/5989181105383977>

Dra. Maria Aparecida Lopes (Membro interno) - UFPA

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/3377799793942627>

## **Dedicatória**

*Dedico esta tese aos meus pais **Maurício José Brusdzenski Prudente e Carime Silveira Prudente**, a quem devo minha formação moral e ao meu irmão **Arthur Silveira Prudente**. Meu eterno reconhecimento pelo amor, carinho, compreensão durante essa jornada.*

## **Agradecimentos**

Primeiramente gostaria de agradecer aos Professores Dra. Maricê Thereza Correa Domingues Heubel (USC, Bauru), Dra. Ana Lucia Costa Prudente (MPEG, Belém) e Dr. Wolmar Benjamin Wosiacki (MPEG, Belém), por terem me incentivado a ingressar na carreira acadêmica, e sempre me instruírem durante essa caminhada.

Ao meu orientador Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag (Miúdo), não somente pela orientação, mas por toda amizade, companheirismo, confiança e pela enorme paciência ao compartilhar, durante esses quatro anos, sua experiência e conhecimento em ecologia de ecossistemas aquáticos amazônicos.

Ao meu co-orientador Dr. Paulo Santos Pompeu, por me aceitar como seu co-orientado e estar sempre disposto a ajudar e compartilhar seu conhecimento durante o meu processo de formação, e pela amizade contruída durante esse período.

Aos pesquisadores Dr. Leandro Juen, Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos, Dra. Maria Aparecida Lopes, Dr. Joice Ferreira, Dra. Cristiane De Paula Ferreira e Dr. Rogerio Rosa da Silva, por compor a banca de qualificação da presente tese e a co-autoria nos trabalhos, dando valiosas contribuições para um melhor desenvolvimento da mesma.

Aos doutores, Dra. Lilian Casatti, Dra. Erica Maria Pellegrini Caramaschi, Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos, Dr. Fabricio Barreto Teresa, Dr. Rogério Rosa da Silva e Dra. Maria Aparecida Lopes, membros desta banca examinadora de defesa de tese que aceitaram o convite e com certeza traram importantes contribuições aos trabalhos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de pesquisa durante a realização desta tese.

As empresas Cikel Brasil Verde Ltda. e Forest 33 por financiarem e auxiliarem na logística durante as expedições de campo realizadas nas áreas de manejo florestal.

Aos Sr. Vitor Uliana e Sr. Landulfo por auxiliarem na logística de parte das atividades de campo realizadas durante essa tese.

À família composta pelo Sr. Robson, Sr. Cristina e filhos Digó e Carlinho, que nos acolheu durante 20 dias durante umas das expedições de campo.

Aos amigos e professores do Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO) e do Museu de Zoologia da Universidade Federal do Pará (UFPA), os quais contribuíram com essa tese das mais diferentes maneiras, e pela parceria, amizade e convivência durante esses quatro anos.

Aos amigos e professores do Laboratório MetaLand da Universidade Feral de Goiás (UFG), em especial ao Prof. Dr. Paulo de Marco, por me receberem e por cntribuirem com o meu aprendizado durante esse período.

Aos amigos e professores do Laboratório de Ictiologia da Unesp de São José do Rio Preto, em especial a professora Lilian Casatti, que aceitou me receber durante uma semana, onde aprendi muito a respeito de parte dos métodos utilizados na presente tese.

Aos amigos e parceiros de campo Denis Nogueira e Lenize Calvão pela ajuda fundamental e parceria durante as coletas de dados em campo.

Às amigas e parceiras Naraiana Benone e Híngara Leão pela ajuda fundamental durante a amostragem da ictiofauna em parte das atividades de campo e pelo bate papo e trocas de ideias durante esse período.

Aos amigos e irmãos Marcio Cunha Ferreira (Xuxinha) e Tiago Octavio Begot por tornarem a amostragem da ictiofauna, algo engraçado e menos cansativo durante 60 dias de campo, e pelas inúmeras conversas e conselhos dados durante esse período.

A todos os amigos que em algum momento contribuíram na triagem e pesagem dos peixes amostrados, em especial aos mestrandos João Lucas e Lais Lobato, que participaram firme e forte durante toda essa etapa.

Aos amigo e irmão Guilherme Moreira Dutra, pessoa pela qual também agradeço a todos os taxonomistas por ele consultados, pelo auxílio na identificação das espécies amostradas na presente tese e pela amizade e parceria durante esse período.

Ao meu amigo e irmão Tiago Magalhães da Silva Freitas, pelos muitos momentos de discussões e ideias relacionadas tanto a tese quanto a ecologia de ecossistemas aquáticos de modo geral.

À toda minha família, que em vários momentos, durante o andamento dessa tese, me incentivaram, em especial ao meu pai Mauricio, minha mãe Carime e ao meu irmão Arthur os quais sempre serão meus pilares de sustentação em todo e qualquer desafio que eu for encarar

A minha namorada e parceira Annelise D'Angiolella pelo amor companherismo e ajuda durante muitas dificuldades pessoais e profissionais, espero que possamos sempre contar um com o outro.

Aos amigos Roska, Pri, Pipo, Tata, James, Laura, Daniel, Carina, Rafa, Maria Fer, Borto, Nazinha, Binho, Táina, Bruno, Dani, Dú e Jú, que mesmo a distância participam intensamente do meu dia dia através de conversas que muitas vezes não são respondidas mas são sempre motivo de muitas risadas.

Por fim agradeço a todas aquelas pessoas que contribuíram de forma direta ou indireta para o desenvolvimento dessa tese, meu sincero “MUITO OBRIGADO! ”.

## **Epígrafe**

**"This planet can provide for human need, but not for human greed"  
(Mahatma Gandhi)**

## Sumário

<b>Lista de figuras .....</b>	<b>10</b>
<b>Lista de tabelas .....</b>	<b>14</b>
<b>Resumo .....</b>	<b>16</b>
<b>1. Introdução geral .....</b>	<b>17</b>
1.1 Exploração madeireira na Amazônia .....	19
<b>2. Material e métodos .....</b>	<b>21</b>
2.1 Área de estudo .....	21
2.2 Desenho amostral.....	24
2.3 Variáveis físico-químicos da água .....	26
2.4 Caracterização do hábitat físico .....	26
2.5 Amostragem da ictiofauna .....	29
<b>Capítulo 1 .....</b>	<b>30</b>
<b>Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia .....</b>	<b>30</b>
<b>Summary .....</b>	<b>31</b>
<b>1. Introduction .....</b>	<b>31</b>
<b>2. Material and methods .....</b>	<b>33</b>
2.1. Study area .....	33
2.2. Data collection .....	34
2.3. Environmental variables .....	35
2.4. Fish sampling.....	36
2.5. Data analysis .....	37
<b>3. Results.....</b>	<b>39</b>
3.1. Environmental variables .....	39
3.2. Fish assemblages.....	41
<b>4. Discussion .....</b>	<b>46</b>
<b>5. Acknowledgements .....</b>	<b>48</b>
<b>6. References.....</b>	<b>49</b>
Appendix S2 .....	58
Appendix S3 .....	61
<b>Capítulo 2 .....</b>	<b>62</b>
<b>Estrutura funcional das assembleias de peixes de riachos em áreas de exploração madeireira na Amazônia Oriental.....</b>	<b>62</b>
<b>Resumo .....</b>	<b>63</b>
<b>1. .... Introdução .....</b>	<b>64</b>
<b>2. Material e métodos .....</b>	<b>66</b>
2.1 Área de estudo .....	66
2.2 Desenho amostral.....	67
2.3 Coleta de dados .....	68



2.3.1 Variáveis ambientais .....	68
2.3.2 Assembleias de peixes.....	69
2.4 Obtenção dos atributos funcionais .....	69
2.5 Análise de dados .....	74
<b>3. Resultados .....</b>	<b>76</b>
<b>4. Discussão .....</b>	<b>85</b>
<b>5. Referências .....</b>	<b>89</b>
<b>Material Suplementar .....</b>	<b>98</b>
<b>Capítulo 3 .....</b>	<b>104</b>
<b>Elaboração e validação de índices multimétricos para avaliação do efeito da exploração madeireira na integridade ecológica de riachos na Amazônia Oriental .....</b>	<b>104</b>
<b>Resumo .....</b>	<b>105</b>
<b>1. Introdução .....</b>	<b>107</b>
<b>2. Material e métodos .....</b>	<b>109</b>
2.1 Área de estudo .....	109
2.2 Desenho amostral.....	111
2.3 Coleta de dados .....	112
2.3.1 Variáveis ambientais .....	112
2.3.2 Assembleias de peixes.....	113
2.4 Obtenção das métricas potenciais .....	113
2.5 Seleção das métricas potenciais .....	115
2.6 Padronização das métricas e pontuação dos índices .....	116
2.7 Validação do índice .....	117
2.8 Análise de dados .....	117
<b>3. Resultados .....</b>	<b>118</b>
3.1 Desenvolvimento do índice.....	118
3.2 Validação dos índices .....	126
<b>4. Discussão .....</b>	<b>129</b>
<b>5. Referências .....</b>	<b>135</b>
<b>Apêndices.....</b>	<b>144</b>
<b>Considerações finais .....</b>	<b>146</b>
<b>Referências introdução geral.....</b>	<b>148</b>

## Lista de figuras

**Figura 1.** Localização dos 47 riachos amostrados ao longo da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. Círculos (●) representam riachos localizados em áreas não exploradas, triângulos (▲) representam riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR), pertencentes ao grupo Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda, e quadrados (■) representam riachos localizados em área de exploração convencional (EC).....24

**Figura 2.** Exemplo de riachos amostrados na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. (A) representa riachos localizados em áreas não exploradas, (B) riachos em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR) e (C) riachos em áreas de exploração convencional (EC). ..... 25

**Figura 3.** Desenho esquemático das subdivisões estabelecidas em cada riacho, indicando o comprimento do trecho e o tempo de coleta total e para cada seção longitudinal. .... 26

### Capítulo 1

#### **Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia**

**Fig. 1** Location of 36 sampled streams in the area owned by Cikel Brasil Verde Madeiras group, in Capim river basin, Eastern Pará, Brazil. Circles (●) represent samples located in unlogged areas, and triangles (▲) represent samples located in Reduced Impact Logging (RIL) areas, represented by the shaded area in the right panel.....34

**Fig. 2** Ordinations resulting from the Principal Components Analysis (PCA) representing the environmental variables measured in stream reaches (symbols) sampled in the area owned by Cikel Brasil Verde Madeiras group, in Capim river watershed, Eastern Pará, Brazil. Closed triangles (▲) represent streams in logged areas and open circles (○) represent stream in unlogged areas.....40

**Fig. 3** Direct ordination of relative abundance of fish species collected in streams of Eastern Amazon, Pará, Brazil, based on the temporal gradient of logging disturbance by

Reduced Impact Logging (RIL). The graduated bars in the top represent the sample sites ordered by year of logging. ....42

## Capítulo 2

### **Estrutura funcional das assembleias de peixes de riachos em áreas de exploração madeireira na Amazônia Oriental**

**Figura 1.** Localização dos 47 riachos amostrados ao longo da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. Círculos (●) representam riachos localizados em áreas não exploradas, triângulos (▲) representam riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR), pertencentes ao grupo Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda, e quadrados (■) representam riachos localizados em área de exploração convencional (EC).....69

**Figura 2.** Medidas lineares e áreas, mensuradas para o cálculo dos atributos funcionais. Comprimento padrão (CP), altura do corpo (AC), altura média do corpo (AMC), largura máxima do corpo (LC), comprimento do pedúnculo caudal (CPC), altura do pedúnculo caudal (APC), largura do pedúnculo caudal (LPC), comprimento da cabeça (CC), largura da cabeça (LCab), altura média do olho (AMO), largura da boca (LB), comprimento da nadadeira peitoral (CNP) e área da nadadeira peitoral (ANP).....73

**Figura 3.** Ordenação gerada através da Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com as variáveis ambientais mensuradas em riachos da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil. Quadrado vazado (□) representa riachos localizados em áreas de exploração convencional (EC), círculo vazado (○), riachos localizados e áreas não exploradas e triângulo preenchido (▲) riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR).....80

**Figura 4.** Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) baseada na composição das assembleias de peixes de riachos da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil. Quadrado vazado (□) representa riachos localizados em áreas de exploração convencional (EC), círculo vazado (○), os riachos localizados em áreas não

exploradas e triângulo preenchido (▲) riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR).....82

**Figura 5.** Ordenação das unidades amostrais geradas através da análise de RLQ, e sua relação com os atributos funcionais (A) e com as variáveis ambientais (B) representadas por vetores. Quadrado vazado (□) representa riachos localizados em áreas de exploração convencional (EC), círculo vazado (○), os riachos localizados em áreas não exploradas e triângulo preenchido (▲) riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR). XEMBED = porcentagem do substrato submerso em sedimento fino, FLOW\_H = heterogeneidade do fluxo, XCDENMID = densidade média do dossel no meio do canal, XGB = proporção média de solo exposto nas margens, CWD = proporção do número de madeiras grandes no canal e W1\_HALL = índice de proximidade de distúrbio antrópico, PCT\_CL = porcentagem de bancos de folhas, XDEPTH\_T = profundidade média do talvegue, FLOW\_X = vazão média, DO = oxigênio dissolvido. ICPC = índice de compressão do pedúnculo caudal, BIO = biomassa, AR = altura relativa, CRP = comprimento relativo do pedúnculo caudal, OB = orientação da boca, APNP = aspecto proporcional da nadadeira peitoral.....86

### Capítulo 3

#### **Elaboração e validação de índices multimétricos para avaliação do efeito da exploração madeireira na integridade ecológica de riachos na Amazônia Oriental**

**Figura 1.** Localização dos 47 riachos amostrados ao longo da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. Círculos (●) representam riachos localizados em áreas não exploradas, triângulos (▲) representam riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR), pertencentes ao grupo Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda, e quadrados (■) representam riachos localizados em área de exploração convencional (EC).....113

**Figura 2.** Representação gráfica dos níveis de sensibilidade das métricas potenciais, de acordo com Barbour et al. (1996). O quadrado pequeno representa a mediana da métrica, enquanto que o retângulo representa a distribuição interquartil (quartis 25 - 75%).....118

**Figura 3.** Métricas utilizadas no desenvolvimento do Índice de Integridade do Hábitat (IIH) para riachos da Amazônia Oriental, Pará, Brasil. A linha vertical representa a mediana, enquanto que o retângulo representa a distribuição dos interquartis (quartis 25 - 75%). EC = exploração convencional, círculos abertos (○) representam *outliers* e asteriscos (\*) representam *outliers* extremos.....121

**Figura 4.** Métricas utilizadas no desenvolvimento do Índice de Integridade Biótica (IIB) para riachos da Amazônia Oriental, Pará, Brasil. A linha vertical representa a mediana, enquanto que o retângulo representa a distribuição dos interquartis (quartis 25 - 75%). EC = exploração convencional, círculos abertos (○) representam *outliers* e asterisco (\*) representa *outliers* extremos.....123

**Figura 5.** Variação da pontuação do Índice de Integridade do Hábitat (HII) entre riachos que drenam áreas não exploradas (referência), áreas de exploração de impacto reduzido (EIR) e áreas de exploração convencional (EC). Letras diferentes acima de cada tratamento representam diferenças significativas entre os mesmos..... 128

**Figura 6.** Variação da pontuação do Índice de Integridade Biótica (IIB) entre riachos que drenam áreas não exploradas (referência), áreas de exploração de impacto reduzido (EIR) e áreas de exploração convencional (EC). Letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos.....130

**Figura 7.** Modelo de regressão simples entre o Índice de Integridade do Hábitat (IIH) e o Índice de Integridade Biótica (IIB) ( $R^2 = 0,28$ ,  $p < 0,01$ ;  $y = 0,56x + 2,52$ ) considerando os 47 riachos amostrados na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil, em áreas de não exploradas e sujeitas a diferentes métodos de exploração madeireira. Quadrados (■) representam riachos amostrados em áreas de exploração convencional (EC), triângulos (▲) representam riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR) e círculos (●) representam riachos em áreas não exploradas (referência).....131

## Lista de tabelas

### Capítulo 1

#### Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia

**Table 1.** Environmental variable scores from Principal Components Analysis (PCA). Scores values retained for axes interpretation are in bold.....41

**Table 2.** Mean and standard deviation values of environmental variables measured for 36 streams located in unlogged and logged areas in Capim river basin, Eastern Pará, Brazil. Results of distance-based linear modeling (DistLM) for the composition and biomass data of fish assemblages using a forward selection procedure, based on 9,999 permutations, combined with the AIC (Akaike Information Criterion) selection criterion. The marginal test showed how much each variable explains the fish assemblage composition and biomass when considered alone, while the sequential test presented the variables selected by AIC criteria. Prop. = proportion of explained variation attributed to each variable.....45

### Capítulo 2

#### Estrutura funcional das assembleias de peixes de riachos em áreas de exploração madeireira na Amazônia Oriental

**Tabela 1.** Atributos funcionais obtidos através da morfologia das espécies de peixes de riachos de terra firme da Amazônia Oriental. Para o significado das siglas utilizadas na medição dos atributos ver Figura 1.....74

**Tabela 2.** Apresentação do eixo retido para interpretação da Análise de Componentes Principais (PCA). Em negrito, encontram-se os valores de *loading* retidos para interpretação dos eixos.....80

**Tabela 3.** Variação dos componentes da diversidade funcional em assembleias de peixes de riachos localizados em áreas não exploradas e com diferentes métodos de exploração madeireira, bem como entre os diferentes anos de exploração em áreas de exploração de impacto reduzido localizadas na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, DP = desvio

padrão,  $gl$  = grau de liberdade,  $R^2$  = coeficiente de determinação,  $\alpha$  = coeficiente linear,  $\beta$  = coeficiente angular.....83

**Tabela 4.** Relação entre os atributos funcionais e as variáveis ambientais evidenciadas pela análise *fourth-corner*, em 47 riachos da bacia do Rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. Apenas resultados com relações significativas ( $p < 0,05$ ) foram apresentados abaixo. A lista completa dessas relações pode ser encontrada no Material Suplementar (S01) do presente estudo.....86

### **Capítulo 3**

#### **Elaboração e validação de índices multimétricos para avaliação do efeito da exploração madeireira na integridade ecológica de riachos na Amazônia Oriental**

**Tabela 1.** Métricas potenciais utilizadas na elaboração do Índice de Integridade do Hábitat (IIH) e do Índice de Integridade Biótica (IIB). Também é apresentado o comportamento das métricas em cada critério de seleção, bem como seu comportamento em relação ao distúrbio. O código M seguido pelo número das métricas do IIB foi inserido exclusivamente na tabela para facilitar a visualização das correlações entre as métricas.....124

## Resumo

A exploração madeireira encontra-se entre as principais atividades responsáveis pelo desmatamento na Amazônia, sendo considerada uma importante ameaça para biodiversidade dessa região. Contudo, a demanda do mercado internacional por produtos florestais sustentáveis resultou em uma substituição parcial do método de exploração convencional (EC) pela técnica de exploração de impacto reduzido (EIR), também considerada uma importante estratégia para minimizar danos à floresta Amazônica e sua biodiversidade. No entanto, pouco se conhece sobre o efeito dessas atividades na estrutura e funcionamento dos ecossistemas de riachos e suas comunidades biológicas. Nesse sentido, o presente estudo objetivou avaliar o efeito dos diferentes métodos de exploração madeireira sobre a estrutura do hábitat físico de riachos e sobre a diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes desses ambientes, além da elaboração de índices multimétricos que permitam uma avaliação rápida e robusta da integridade ecológica desses ambientes. Foram amostrados 47 riachos na bacia do rio Capim, sendo 13 em áreas não exploradas, 11 em áreas de EC e 23 em áreas de EIR. A estrutura do hábitat foi caracterizada com base em 19 variáveis ambientais, posteriormente comparada entre os diferentes métodos de exploração. As assembleias de peixes foram amostradas utilizando rede de mão, com um esforço padronizado, e avaliadas quanto a composição taxonômica e diversidade funcional. Ambos os métodos de exploração madeireira resultaram em alterações na estrutura do hábitat físico dos riachos, no entanto somente em áreas de EC essas alterações influenciaram na composição das assembleias de peixes. Em áreas de EIR, foram observadas apenas variações na abundância relativa das espécies ao longo do gradiente temporal de exploração. Apesar dos resultados acima, a presença da exploração madeireira, seja ela EC ou EIR não afetou a diversidade funcional das assembleias de peixes. No entanto, alterações no hábitat de riachos associadas à presença da exploração madeireira estiveram diretamente relacionadas a atributos funcionais associados a estratégias generalistas das espécies que são comumente associadas a ambientes alterados. De acordo com os índices multimétricos, riachos em áreas de EIR apresentaram valores de integridade do hábitat superior quando comparados a riachos em áreas de EC, mas que ainda assim foi inferior a integridade do hábitat em riachos não explorados. Em média, áreas de EIR apresentaram valores intermediários de integridade biótica, contudo, este diferiu somente de áreas de EC. Na região estudada, a EIR mostrou ser uma estratégia interessante para minimizar as alterações nos ecossistemas de riacho resultantes da exploração madeireira. Contudo, o presente estudo foi realizado apenas em uma escala espacial local, e considerando áreas que passaram por um único ciclo de exploração. As alterações no hábitat físico demonstraram que a EIR também influencia a estrutura, e consequentemente a integridade ecológica desses ambientes, reforçando a necessidade de um maior número de estudos para compreensão do real efeito dessa atividade nesses ambientes.

**Palavras-chave:** Ictiofauna, Diversidade Funcional, Impacto ambiental, integridade biótica



## 1. Introdução geral

Atualmente um dos principais desafios da ecologia tem sido compreender como alterações antrópicas afetam a complexidade ecológica encontrada nos ecossistemas naturais (Gardner *et al.*, 2009; Malhi *et al.*, 2014). Nesse sentido, muitos estudos buscam caracterizar como as comunidades biológicas estão estruturadas em relação as características ambientais de um determinado local, a fim de estabelecer indicadores ecológicos que permitam definir eficientes métodos de avaliação e monitoramento dos efeitos de atividades antrópicas sobre os ecossistemas naturais (Haines-Young, 2009; Seppelt *et al.*, 2013). Dentre os ambientes estudados, os ecossistemas aquáticos de água doce destacam-se por abrigar a maior diversidade biológica do planeta e por contribuírem com serviços que auxiliam na manutenção das florestas e no desenvolvimento de atividades socioeconômicas (Dudgeon *et al.* 2006). Mas, ainda assim esses ambientes encontram-se entre os mais ameaçados por atividades antrópicas (Palmer e Richardson, 2009; Macedo e Castello, 2015).

A heterogeneidade ambiental e alta diversidade biológicas existentes nos ecossistemas aquáticos de água doce, tais como as diferentes características de relevos drenados por esses ambientes e que resultam diferentes morfologias dos canais, níveis de heterogeneidade na vazão e tipo de água, além das diferentes estruturas florestais ao longo dessas drenagens que atuam diferentemente na disponibilidade de recurso, fazendo com que essas ambientes contribuam de diferentes formas em processos ecossistêmicos (Allan e Castillo, 2007). Por esse motivo, muitos têm sido os esforços para identificar essas diferenças e compreender como cada um desses ambientes (ex. lagos, rios e riachos) respondem a atividades antrópicas distintas (Allan, 2004). No entanto, o predomínio de cursos d'água de pequeno porte ao longo das bacias de drenagem, bem como a alta sensibilidade desses sistemas a distúrbios, tem resultado em um maior número de estudos voltados para a avaliação do efeito de atividades antrópicas em aspectos ecológicos dos riachos (Allan e Castillo, 2007).

Uma das principais peculiaridades dos riachos é a sua alta conectividade com os ambientes terrestres adjacentes, o que os torna fortemente dependentes das características da paisagem ao longo das bacias de drenagem, como proposto por Hynes (1975) em "*The stream and its valley*". Considerado um ambiente predominantemente heterotrófico, os riachos demonstram uma forte dependência em relação à vegetação ripária, considerada a principal fonte energética das redes tróficas desses ambientes e conseqüentemente,

fundamental na manutenção da biodiversidade desses sistemas (Pusey e Arthington, 2003). Devido a essa conectividade, os riachos são considerados sistemas extremamente sensíveis a modificações ocorridas tanto nas zonas ripárias como na paisagem ao longo das bacias de drenagem. Tais modificações podem resultar em uma homogeneização do ambiente e conseqüentemente uma perda de biodiversidade (Allan, 2004).

Na Amazônia, estima-se que os riachos possuam uma área total de influência quase que três vezes maior do que as áreas influenciadas pelo pulso de inundação dos grandes rios (Junk e Furch, 1993). Apesar da sua representatividade e importância os riachos amazônicos encontram-se constantemente ameaçados pelo crescente e acelerado desenvolvimento de atividades silviculturais e agroindustriais na região (Nepstad *et al.*, 1999; Morton *et al.*, 2006; Foley *et al.*, 2007). Dentre essas atividades, destaca-se a exploração madeireira, considerada uma das principais causas do desmatamento na Amazônia, além de ser precursora de um processo de ocupação sequencial, onde as alterações resultantes dessa exploração favorecem o estabelecimento de atividades como pecuária e agricultura (Geist e Lambin, 2001; Asner *et al.*, 2006). No entanto, a complexidade dos padrões e processos ecológicos (Barlow *et al.*, 2011) e as limitações no conhecimento da biodiversidade dessa região (Peres, 2005; Hubbell *et al.*, 2008) têm dificultado a determinação de modelos e indicadores ecológicos robustos, que auxiliem na avaliação do efeito dessas alterações antrópicas, sobre a estrutura e funcionalidade das comunidades biológicas.

A demanda do mercado internacional por produtos madeireiros resultantes de um manejo sustentável, culminou em uma rápida expansão da exploração madeireira de Impacto reduzido (EIR), que consiste em um planejamento pré e pós exploratório visando a regeneração avançada da vegetação, diminuição de danos ao solo, prevenção de danos desnecessários às espécies não exploradas (biodiversidade) e a manutenção de processos ecossistêmicos (Putz *et al.*, 2008). Entretanto o método de exploração convencional (EC), continua sendo frequentemente utilizado, sendo previsto por lei em caso de supressão de florestas para uso alternativo do solo ou explorações florestais não comerciais realizadas em propriedades rurais ou por populações tradicionais (Lei n°. 12.651, de 25 de maio de 2012). Embora avaliações da estrutura e características ecológicas da biodiversidade (fauna e flora) sejam exigidas para obtenção da certificação florestal da EIR (FSC 1996), esse tipo de avaliação não se encontram presentes de maneira explícita nas diretrizes técnicas para a realização dessas atividades na Amazônia (Sabogal, 2000), principalmente no que diz respeito à preservação da fauna de ecossistemas aquáticos.

Compreender os efeitos da exploração madeireira sobre a diversidade biológica tem sido uma tarefa difícil, uma vez que tanto a EC como a EIR ocorrem em diferentes intensidades ao longo da região amazônica, podendo afetar diferentes níveis de organização biológica (van Kuijk *et al.*, 2009). Apesar das vantagens ecológicas e econômicas da EIR muito se discute sobre o real efeito dessa atividade na diversidade biológica (Putz *et al.*, 2012; Kormos e Zimmerman, 2012). Na Amazônia, inúmeros estudos buscam compreender os efeitos do manejo florestal sobre essa diversidade faunística (Castro-Arellano *et al.*, 2007; Bicknell e Peres, 2010; Bicknell *et al.*, 2015), cujo conhecimento é ainda restrito, particularmente em se tratando de ecossistemas aquáticos, mas que vem aumentando nos últimos anos (Dias *et al.*, 2010; Allard *et al.*, 2015; Calvão *et al.*, 2016, Nogueira *et al.* 2016, Prudente, *et al.*, 2016).

Sendo assim, esta tese teve como objetivo avaliar a influência da exploração madeireira na diversidade das assembleias de peixes de riachos da Amazônia Oriental. Para uma melhor compreensão, esta tese foi estruturada em três capítulos, intitulados: Capítulo 1 “*Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia*”; Capítulo 2 “Estrutura funcional das assembleias de peixes de riachos em áreas de exploração madeireira na Amazônia Oriental” e o Capítulo 3 “Elaboração e validação de índices multimétricos para avaliação do efeito da exploração madeireira na integridade ecológica de riachos da Amazônia Oriental”.

## **1.1 Exploração madeireira na Amazônia**

Com uma área de aproximadamente 5,5 milhões de km<sup>2</sup> e abrangendo 65% do território brasileiro, a floresta amazônica é o maior remanescente de floresta tropical contínua, representando aproximadamente 10% do total de florestas do mundo. Com um volume estimado de 60 bilhões de metros cúbicos de madeira em tora e abrigando inúmeras espécies de árvores com potencial exploratório, a Amazônia brasileira destaca-se como uma das principais produtoras de madeira tropical, atrás apenas da Indonésia e Índia, sendo cada vez mais evidenciada pelo setor madeireiro como uma área de grande importância na economia brasileira (Barros e Veríssimo, 2002; ITTO, 2015).

O início da exploração madeireira na Amazônia teve forte relação com os processos de ocupação da região ocorrida no início da década de 1970 (Pereira, 1997). Com o objetivo de incorporar a região em um cenário econômico nacional, o governo brasileiro estabeleceu incentivos fiscais que foram fundamentais para a expansão do setor madeireiro na região (Pereira, 1997; Fearnside, 2005). A abertura de estradas, somada à

exaustão do recurso madeireiro nas regiões sul e sudeste do país, foram os principais fatores responsáveis por essa expansão. O Pará foi o estado onde a atividade madeireira teve o maior desenvolvimento, chegando a ser responsável pela produção de mais da metade da madeira em tora do país (Veríssimo *et al.*, 2002).

No Brasil, a exploração de florestas nativas é regulamentada pelo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012), podendo ocorrer mediante a aprovação prévia de um Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS). Tal exploração também pode ocorrer de forma regulamentada, mas não sustentável, em caso de supressão de florestas e formações sucessionais para uso alternativo do solo, ou para explorações florestais não comerciais realizadas por proprietários rurais ou por populações tradicionais (exploração convencional). Contudo, as vantagens econômicas dessa atividade resultaram em uma exploração madeireira acelerada e desordenada, causando inúmeros impactos ambientais, além de facilitar o estabelecimento de atividades como pecuária e agricultura devido à abertura de estradas (Asner *et al.*, 2006).

A partir do ano 2000 o manejo florestal sustentável passou a ser incentivado pelo governo brasileiro através do Programa Nacional de Florestas (PNF), com o objetivo de conciliar o uso e a conservação das florestas brasileiras. Mas, devido à alta rentabilidade econômica e ausência de fiscalização adequada, uma parcela representativa da exploração madeireira ainda ocorre de forma predatória e ilegal. No Pará, estado com maior índice de desmatamento da Amazônia, dentre os 157.239 hectares de florestas explorados entre agosto de 2011 e julho de 2012, apenas 34.902 hectares (22 %) foram explorados com a autorização da Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA), sendo 102.337 hectares (78%) explorados de forma ilegal (Monteiro *et al.*, 2013).

Outro incentivo para a realização de um manejo florestal sustentável nas florestas tropicais brasileiras foi a pressão do mercado internacional por produtos florestais certificados, que fez com que algumas empresas buscassem pela certificação dessa atividade através do Conselho de Manejo Florestal (FSC – *Forest Stewardship Council*). O FSC tem como objetivo desenvolver um padrão internacional para a exploração madeireira. Para a obtenção da certificação, além do cumprimento das legislações ambientais, os empreendimentos florestais necessitam de um plano de manejo que inclua aspectos como elaboração de planos operacionais, técnica de colheita, medidas de atenuação dos impactos ambientais e garantia de manutenção de árvores remanescentes, serviços ambientais e componentes florestais não madeireiro, resultando em um método conhecido como exploração de impacto reduzido (EIR) (Sabogal *et al.*, 2000; Putz *et al.*,

2008). A obtenção dessa certificação além de reduzir os danos aos recursos e serviços ecossistêmicos oferecidos pela floresta, também foi fundamental para inserção do produto florestal brasileiro no mercado internacional, mesmo sabendo que grande parte da madeira explorada na Amazônia é consumida no mercado interno (Sist e Ferreira, 2007).

Apesar das inúmeras diretrizes técnicas, a realização da EIR pode variar de acordo com peculiaridades (relevo e estrutura fitofisionômica) da região a ser explorada, fazendo com que esse manejo possa ocorrer com diferentes intensidades ao longo da floresta amazônica, resultando em diferentes alterações na dinâmica do ecossistema (Sabogal *et al.*, 2000; Foley *et al.*, 2007). Após a implementação da EIR na Amazônia, iniciaram-se inúmeras discussões sobre as relações custo-benefício entre aspectos econômicos e questões ambientais (Putz *et al.*, 2008; 2012; Holmes *et al.*, 2006; Kormos e Zimmerman, 2014). Contudo, as ausências de áreas submetidas a um segundo ciclo de exploração, bem como, de um protocolo de avaliação ambiental dos ambientes explorados, fazem com que tais discussões estejam longe de atingir um consenso sobre o real efeito da exploração madeireira manejada sobre serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas e sobre componentes florestais não madeireiros, tais como a biodiversidade.

A partir de 2006 o governo brasileiro instituiu o Serviço Florestal Brasileiro (SFB), na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, e criou o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal (FNDF) (Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006), que estabeleceram normas para a gestão de florestas públicas, incluindo a concessão das mesmas para exploração madeireira. Atualmente seis Florestas Nacionais (FLONAs) possuem contrato de concessão florestal e realizam exploração madeireira, totalizando 1.172.188 hectares de áreas exploradas, das quais 964.188 ha encontram-se no estado do Pará e 208.000 ha no estado de Rondônia. Três novas áreas (FLONA de Caxiuanã, FLONA Saracá-Taquera e FLONA de Itaituba) encontram-se em processo de licitação totalizando mais 720.000 ha a serem explorados.

## **2. Material e métodos**

### **2.1 Área de estudo**

O presente estudo foi realizado em riachos pertencentes à bacia do rio Capim, no município de Paragominas, mesorregião do Sudeste Paraense, Brasil (Figura 1). A região destaca-se pelo pioneirismo no processo de ocupação da Amazônia Oriental, para o desenvolvimento de atividades econômicas em grande escala, apresentando um histórico

de intensas modificações no uso do solo, resultante de atividades como agricultura, pecuária e exploração madeireira (Almeida e Uhl, 1998). Considerada o principal polo madeireiro do estado do Pará, a região de Paragominas concentra 69% das madeiras do estado, utilizando 65% da madeira extraída no mesmo (Verissimo *et al.*, 2002).

A região possui uma topografia que varia de plana a suavemente ondulada, com altitudes variando entre 100 e 150 metros. A vegetação predominante na região é do tipo ombrófila densa submontana, com áreas menos expressivas de floresta densa aluvial, distribuída ao longo das margens do Rio Capim. O clima na região é do tipo tropical úmido, pertencente ao subtipo climático “Af” segundo a classificação de Köppen (1948) adaptada por Peel *et al.* (2007). A temperatura média anual é de 27°C, com uma precipitação média anual de aproximadamente 1.800 mm, com um período mais chuvoso entre os meses de dezembro a maio, e outro mais seco entre junho e novembro (Watrin e Rocha, 1992; Sist e Ferreira, 2007).

A região estudada é delimitada ao norte pelo rio Capim e ao sul pelo rio Surubiju e drenada por inúmeros riachos de pequeno porte. Estes riachos apresentam características similares aos demais riachos de terra firme da Amazônia Oriental, apresentando uma elevada cobertura vegetal, águas levemente ácidas e substratos compostos por areia e banco de folhas provenientes da vegetação adjacente.

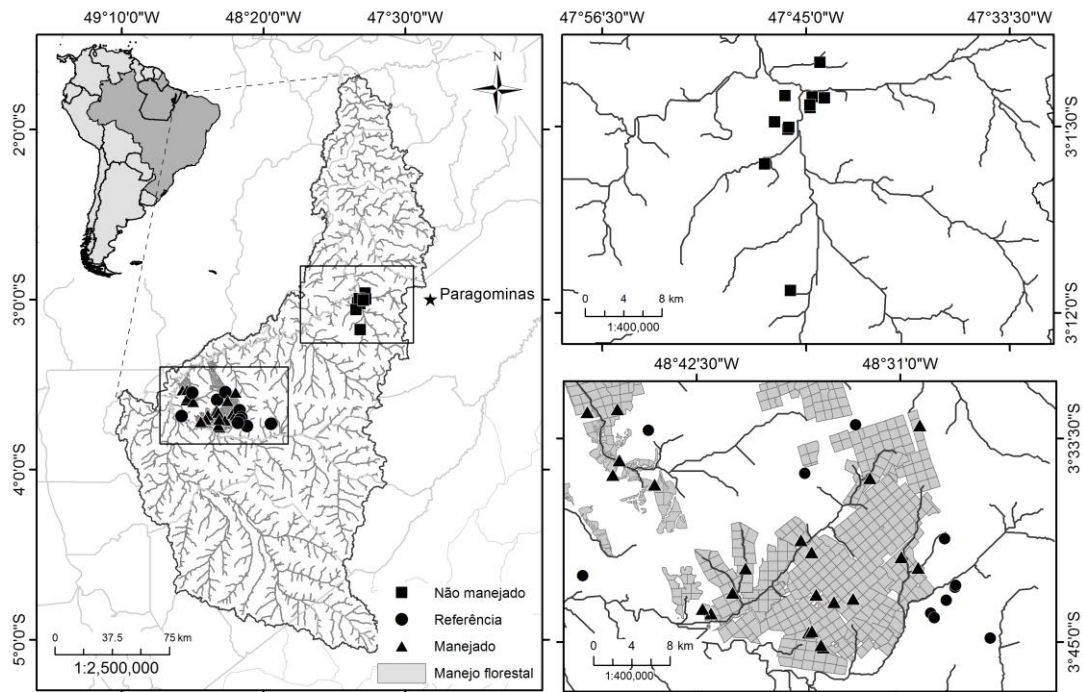
Os riachos foram selecionados em duas áreas com diferentes métodos de exploração madeireira (tratamentos). A primeira, denominada de área de exploração convencional (EC), encontra-se a 50 km a oeste do centro urbano do município de Paragominas, em um complexo de fazendas localizadas ao sul da rodovia PA-256 (3° 3' 39,92"S e 47° 47' 19,25"W). A paisagem nessa área é composta por inúmeros fragmentos florestais, os quais têm sido constantemente desmatados para exploração do recurso madeireiro e posterior implementação de atividades como pecuária e agricultura. Os riachos amostrados nessa área encontram-se inseridos em áreas sujeitas exclusivamente à exploração madeireira convencional, apresentando um gradiente que varia desde processos iniciais de exploração até áreas em um estágio avançado dessa atividade (corte raso). No entanto, em todas as áreas amostradas a exploração madeireira era a única atividade realizada no local amostrado até o momento do estudo (Figura 1). A localização da área de exploração convencional em relação à outra área estudada é consequência da distribuição histórica dos dois tipos (categorias) de exploração madeireira na região. Embora geograficamente distintas, os riachos das áreas de exploração convencional

encontram-se sob as mesmas condições climáticas, geográficas e hidrológicas que os demais riachos estudados.

A segunda área, aqui denominada manejada, é formada pelo complexo de fazendas pertencentes ao grupo Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda. (03° 39' 51,6''S e 48° 33' 46,3''W), localizada 150 km a sudoeste da sede do município de Paragominas. Essa área possui aproximadamente 209 mil hectares de floresta nativa constituindo um mosaico de florestas não exploradas, sem evidências de outros distúrbios antrópicos, e de florestas sujeitas à exploração madeireira de impacto reduzido (EIR). Em 2001 o manejo florestal na área foi certificado pelo Conselho de Gestão Florestal (FSC). Desde então, o manejo é realizado através da técnica de exploração madeireira de impacto reduzido (EIR), seguindo o sistema silvicultural policíclico recomendado para florestas de terra firme da Amazônia brasileira (Sabogal et al., 2000; Putz et al., 2008). Devido a esse histórico, a região apresenta áreas com um gradiente temporal de 16 anos de exploração, dos quais 11 foram considerados no presente estudo (2001 a 2011).

A área manejada é subdividida em unidades de produção anual (UPAs) com tamanhos que variam de 2.000 a 5.000 ha. Cada UPA possui um ciclo de corte de 35 anos e fornece um volume médio explorado de aproximadamente  $25\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ , representando aproximadamente três árvores/ha. Além da certificação FSC, o manejo florestal na área ocorre de acordo com o Código Florestal Brasileiro, que determina a manutenção de uma área de preservação permanente (APP) com 30 m de extensão, a partir da margem dos cursos d'água.

Nesta mesma área, foram selecionados riachos considerados referência, os quais encontram-se em sítios de florestas não exploradas e sem evidências de qualquer tipo de alteração antrópica. Estes sítios incluem áreas consideradas de alto valor para conservação, áreas de reserva legal ou que simplesmente ainda não entraram no ciclo de exploração.



**Figura 1.** Localização dos 47 riachos amostrados ao longo da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. Círculos (●) representam riachos localizados em áreas não exploradas, triângulos (▲) representam riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR), pertencentes ao grupo Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda, e quadrados (■) representam riachos localizados em área de exploração convencional (EC).

## 2.2 Desenho amostral

A coleta de dados ocorreu durante o período de estiagem, entre os meses de agosto e setembro, nos anos de 2012, 2013 e 2014. A padronização do período de amostragem foi realizada para evitar possíveis variações na estrutura do habitat físico e da assembleia de peixes, resultantes de variações sazonais no ambiente (Frissell *et al.*, 1986; Espírito-Santo *et al.*, 2009). Considerando os diversos fatores ambientais que afetam a estrutura da assembleia de peixes em diferentes escalas espaciais, e ao longo do gradiente longitudinal fluvial (Vannote *et al.*, 1980; Tejerina-Garro *et al.*, 2005), foram selecionados somente cursos d'água de primeira e segunda ordem, de acordo com a classificação de Strahler (1957) e com até quatro metros de largura.

Foram amostrados 47 riachos, dos quais 13 encontram-se em áreas de floresta prístina (denominadas áreas referência), 11 em áreas de exploração madeireira

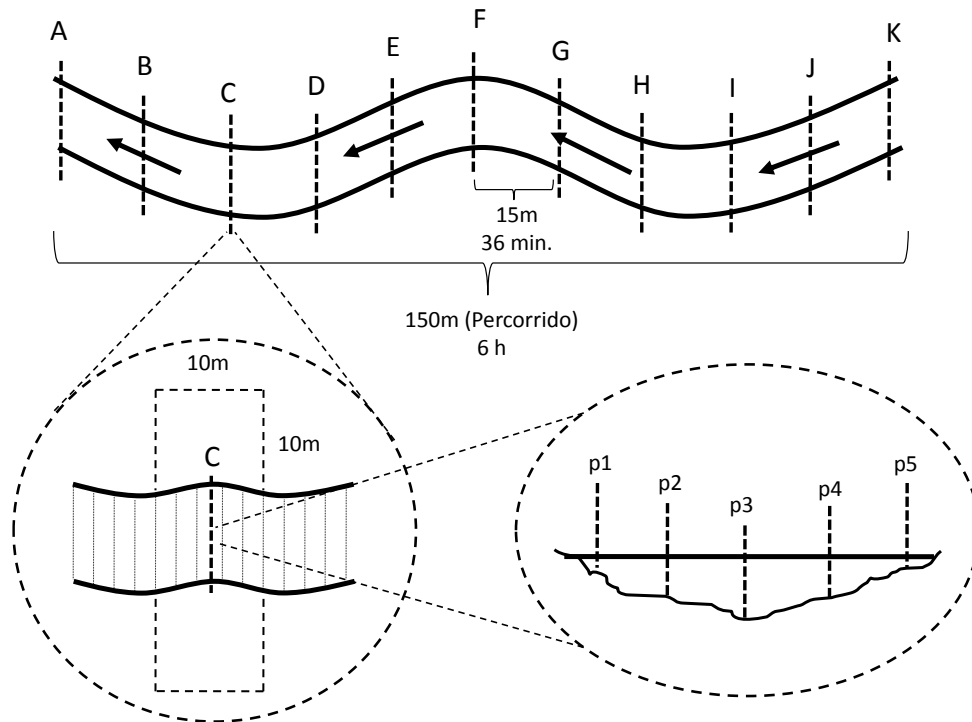


convencional (EC) e 23 em áreas de exploração madeireira de impacto reduzido (EIR) (Figura 2). Em cada curso d'água foi estabelecido um único ponto de coleta, visando uma boa representatividade dos cursos d'água de pequeno porte da região e evitando possíveis correlações espaciais entre os pontos. Ao selecionar os riachos, foi verificado se o mesmo possuía todo seu trecho a montante, localizado dentro de seu respectivo tratamento. Em áreas manejadas, devido à presença de um gradiente temporal de exploração, os pontos de coleta foram estabelecidos buscando, sempre que possível, replicas das amostras (riachos distintos) para cada um dos diferentes anos de exploração. Informações a respeito do ano de exploração das áreas foram obtidas com baseado no cronograma de exploração fornecido pela empresa Cikel Brasil Verde Madeira Ltda (Tabela 1).



**Figura 2.** Exemplo de riachos amostrados na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. (A) representa riachos localizados em áreas não exploradas, (B) riachos em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR) e (C) riachos em áreas de exploração convencional (EC).

Em cada riacho foi estabelecido um trecho amostral de 150 metros percorrido, subdividido por 11 transecções transversais (nomeadas de A a K, no sentido jusante / montante), resultando em dez seções longitudinais, com 15 metros cada. Em cada seção longitudinal foi realizada a caracterização do habitat físico, a avaliação de aspectos físico-químicos da água e a amostragem da ictiofauna (Figura 3).



**Figura 3.** Desenho esquemático das subdivisões estabelecidas em cada riacho, indicando o comprimento do trecho e o tempo de coleta total e para cada seção longitudinal.

### 2.3 Variáveis físico-químicas da água

Em cada seção longitudinal foram mensuradas variáveis físico-químicas da água, tais como oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (UNT) e temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ). As variáveis foram mensuradas utilizando-se de uma sonda multiparâmetro Horiba®, modelo U-50. A velocidade média da correnteza (m/s) foi mensurada através da avaliação do tempo de deslocamento de um objeto flutuante em cinco pontos equidistantes ao longo de um perfil transversal ao canal. Todas essas variáveis foram tomadas em três pontos equidistantes e no mesmo período do dia, sempre antes de qualquer interferência por parte da amostragem da ictiofauna.

### 2.4 Caracterização do habitat físico

A caracterização do habitat foi realizada com base no protocolo de avaliação do habitat físico, proposto por Peck *et al.* (2006) e adaptado por Callisto *et al.* (2014) para riachos tropicais, com o cálculo das variáveis realizado de acordo com Kaufmann *et al.* (1999) (Anexo 1). Esse protocolo avalia diversos componentes da estrutura do habitat físico, subdivididos nas categorias: morfologia do canal, substrato, hidráulica, declividade, sinuosidade, cobertura do dossel, estrutura da vegetação ripária, presença de

madeiras fora e dentro do leito, disponibilidade de abrigo e impacto humano, totalizando 237 variáveis. Contudo no presente estudo foram utilizadas apenas 21 variáveis, escolhidas de acordo com a capacidade preditiva das mesmas em relação às assembleias de peixe, baseado em informações disponíveis na literatura (ex. Dias *et al.*, 2010; Allard *et al.*, 2015).

As variáveis selecionadas foram:

- **Largura molhada média do canal:** Média das medidas mensuradas nas 11 transecções transversais e no meio de cada seção longitudinal totalizando 21 medidas ao longo dos 150 m amostrados.
- **Profundidade média do talvegue:** Média das medidas mensuradas em 150 pontos equidistantes, sempre no trecho mais profundo do canal.
- **Razão largura por profundidade:** Razão entre a largura molhada média e a profundidade média resultante de medidas mensuradas em cinco pontos equidistantes ao longo das 11 transecções transversais e em mais transecções definidas no meio de cada seção longitudinal.
- **Porcentagem do substrato submerso em sedimento fino:** Obtida através da estimativa visual da porcentagem do substrato submerso por sedimentos finos (areia, silte, argila ou lama). Essa estimativa foi realizada em cinco pontos equidistantes ao longo das 11 transecções transversais.
- **Porcentagem de banco de folhas:** Calculada com base na presença e ausência de banco de folhas ao longo dos cinco pontos equidistantes nas transecções transversais, e na estimativa visual desse substrato em um trecho de cinco metros a jusante e cinco metros a montante das transecções transversais. Para a estimativa visual utilizou-se a seguinte escala (ausente = 0%; esparso < 10%; médio = 10 - 40%; denso = 40 - 75% e muito denso > 75%).
- **Diâmetro médio do substrato:** Calculado com base no tamanho médio predefinido para os seguintes tipos de substrato: rocha lisa, rocha rugosa, matacão, cascalho grosso, cascalho fino, areia e silte. O tipo de substrato foi avaliado em cinco pontos equidistantes nas 11 transecções transversais e em mais dez transecções posteriormente definidas no meio de cada seção longitudinal.
- **Heterogeneidade do fluxo:** Calculada baseada na seguinte sequência de fluxo do canal: fluxo rápido, fluxo lento e remanso (pool). Onde 0 representa riachos minimamente

heterogêneos (onde essa sequência de fluxo é pouco observada), e 1 representa riachos com heterogeneidade máxima (onde essa sequência de fluxos é frequente).

- **Densidade média do dossel no meio do canal:** Obtida utilizando um densiômetro florestal com espelho côncavo (modelo CROWN) posicionado a uma distância de 30 cm da superfície da água. Foram tomadas quatro medidas (centro jusante, centro esquerda, centro montante e centro direita) no centro de cada uma das 11 transecções transversais estabelecidas no trecho.
- **Densidade média do dossel na margem do canal:** Obtida utilizando um densiômetro florestal com espelho côncavo (modelo CROWN) posicionado a uma distância de 30 cm da superfície da água. Foram tomadas duas medidas (margem esquerda e margem direita) na margem do riacho em cada uma das 11 transecções transversais estabelecidas no trecho.
- **Cobertura média do dossel:** Mensurada considerando uma área de 100 m<sup>2</sup> estabelecida em cada transecção transversal em ambas as margens do riacho (Figura 3). Foi realizada uma estimativa visual da densidade de cobertura dossel proveniente de copas de árvores pequenas [ $> 5$  m de altura e  $< 30$  cm de DAP (diâmetro na altura do peito) ] e árvores grandes ( $> 5$  m de altura e  $> 30$  cm de DAP).
- **Cobertura média total:** Mensurada considerando uma área de 100 m<sup>2</sup> estabelecida em cada transecção transversal em ambas as margens do riacho (Figura 3). Foi realizada uma estimativa visual da densidade de cobertura proveniente de copas de árvores pequenas ( $> 5$  m de altura e  $< 30$  cm de DAP) e árvores grandes ( $> 5$  m de altura e  $> 30$  cm de DAP), vegetação de sub-bosque (50 cm a 5 m de altura) e vegetação rasteira ( $< 50$  cm de altura).
- **Proporção média de solo exposto nas margens:** Estimativa visual da porcentagem de solo exposto em uma área de 100 m<sup>2</sup> estabelecida em ambas as margens do riacho em cada transecção transversal.
- **Proporção média de abrigo natural para peixe:** Mensurada em um trecho de cinco metros a montante e a jusante da seção transversal. Estimada visualmente quanto à presença dos seguintes tipos de abrigo: alga filamentosa; planta aquática; pedaço de madeira grande ( $> 30$  cm de diâmetro); madeira pequena ( $\leq 30$  cm de diâmetro); árvores vivas ou raízes; banco de folhas; vegetação pendurada ( $\leq 1$  m da superfície); margem escavada e matacão.

- **Proporção do número de madeiras grandes no canal:** Obtida através da contagem do número de madeiras ao longo dos 150m de riacho. Foram consideradas apenas madeiras acima ou igual a 1,5m de comprimento e maior ou igual a 10cm de diâmetro.
- **Índice de proximidade de distúrbio antrópico:** Tal influência foi estimada de forma qualitativa (presença ou ausência) através da distância de determinada influência em relação ao canal (na margem; <10m ou >10m). As categorias avaliadas são: canalização/barramento, construções, estradas, rodovias/ferrovias, canos (captação/descarga), entulho/lixo, parque/gramado, plantação de grãos, pastagem, silvicultura/desmatamento e mineração. Os valores obtidos foram transformados em um índice que variou de 0, em riachos sem distúrbio antrópico, a 1 em riachos totalmente afetado por esses distúrbios.

## 2.5 Amostragem da ictiofauna

A ictiofauna foi amostrada utilizando duas redes de mão (peneira) com 75 cm de diâmetro e malha de 2 mm entre nós opostos. O esforço amostral foi de 18 min para cada seção longitudinal, totalizando 3h de amostragem por trecho (150 m) (Prudente et al., 2016). Os espécimes coletados foram submetidos à doses letais de anestésico (Eugenol, cf. *American Veterinary Medical Association*, 2013), fixados em solução de formalina 10% e após 48h transferidos para álcool 70% para posterior identificação.

A identificação dos espécimes foi realizada com auxílio de especialistas dos diferentes grupos taxonômicos e consultas a chaves taxonômicas e literatura especializada (Gery, 1977; Kullander, 1986; Albert, 2001). O material identificado encontra-se no Laboratório de Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Pará (LABECO/UFGPA), e parte desse será depositado na coleção ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Belém, PA.

## Capítulo 1

### Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia

Artigo publicado na revista *Freshwater Biology* (ISSN: 1365-2427)

DOI:10.1111/fw.12868

Bruno da Silveira Prudente\*<sup>1,3</sup>, Paulo Santos Pompeu<sup>2</sup>, Leandro Juen<sup>3</sup> and Luciano Fogaça de Assis Montag<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-graduação de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará - Rua Augusto Corrêa, 01 - Guamá. CEP 66075-110. Caixa postal, 479. Belém - Pará - Brazil.

<sup>2</sup> Universidade Federal de Lavras, Departamento de Biologia - Campus Universitário 37200-000 - Lavras, Minas Gerais – Brazil.

<sup>3</sup> Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará - Rua Augusto Corrêa, 01 - Guamá. CEP 66075-110. Caixa postal, 479. Belém - Pará – Brazil.

\*Corresponding author e-mail: brunoprudente8@gmail.com

Running head: Effect of RIL on stream fish assemblages of Eastern Amazonia

Key words: Deforestation, ichthyofauna, forestry management, stream habitat.

## **Summary**

1. Reduced Impact Logging (RIL) has been considered as the main activity of forestry management in the Amazon. However, little is known of the effects of RIL on the region's ecosystems or in their biodiversity, and such information would be useful to inform forest management. Accordingly, this study aimed to investigate the effects of RIL on physical habitat and fish assemblages in Eastern Amazonia streams. We predicted that changes caused by RIL affect stream habitat, leading to a loss of diversity and changes in species composition with a predominance of generalist species.

2. We sampled 13 streams in basins dominated by native vegetation without evidence of logging activity (unlogged areas) and 23 in areas that had been logged at different times between 2001 to 2011. Stream physical habitat structure was characterized using a standardized protocol, and the abundance, richness, and composition of fish assemblages were assessed.

3. Biotic and abiotic data were compared between unlogged and logged areas, and among streams in areas with different logging years. The relationship between the stream habitat structure and fish assemblages was assessed using a distance-based linear model using a forward procedure, followed by Akaike Information Criterion.

4. Variations in tree canopy cover, channel morphology, water temperature, and dissolved oxygen and conductivity accounted for most of the differences in habitat characteristics between unlogged and logged areas. A total of 53 fish species was collected, belonging to 20 families and six orders. Fish abundances did not vary consistently between streams in unlogged areas and those that had undergone RIL, and showed minor evidence of species-specific changes in response to logging years. Likewise, there were no obvious differences in species richness, composition and biomass between logged and unlogged sites, regardless of logging years.

5. Although RIL in Eastern Amazonia is performed in compliance with technical logging guidelines, this practice has resulted in changes in stream physical habitat, with minor effects on fish assemblages, at least in the headwater streams that we sampled.

## **1. Introduction**

Logging is one of the major anthropogenic contributors to deforestation in the Amazon (Fearnside, 2006), and is a precursor of other activities that result in further degrading processes in the region (Asner *et al.*, 2006). For many years, logging in

Amazonia was predominantly carried out without any overall planning or any reference to the resilience capacity of forest. Such kind of logging, traditionally known as conventional logging (CL) results in significant losses of forest ecosystem services and associated biodiversity (Fearnside, 2006; Lentini *et al.*, 2009; Kormos & Zimmerman, 2014; Edwards *et al.*, 2014).

Recent concerns over the protections of natural resources, associated with the international market demand for certified forest products, has caused some companies to adopt logging techniques to mitigate damaging environmental impacts giving rise to the widespread adoption of Reduced-Impact Logging technique (RIL; Putz *et al.*, 2008). This method consists of pre- and post-exploitation planning focused on minimizing damage to the soil and to the remaining forests, preserving future logging potential, maintaining ecosystem services, and avoiding damage to non-timber products (Vidal *et al.*, 1998; Putz *et al.*, 2008; Bicknell & Peres, 2010; Bicknell *et al.*, 2014).

Although RIL is considered economically and ecologically advantageous in relation to CL (Holmes *et al.*, 2001; Bicknell *et al.*, 2014), there is no consensus about its effects on tropical biodiversity relative to unlogged areas (Lindenmayer & Laurance, 2012; Putz *et al.*, 2012; Kormos & Zimmerman, 2014), although some studies have demonstrated a loss of terrestrial biodiversity associated with RIL (Edwards *et al.*, 2012; Hasegawa *et al.*, 2014; Bicknell *et al.*, 2014; Bicknell *et al.*, 2015; Burivalova *et al.*, 2015). In addition, the intensity of RIL may vary according to phytophysiological features of each region, and may affect different levels of biological organization (i.e. species, population and community) (van Kuijk *et al.*, 2009), making it difficult to make generalizations about the impacts of RIL on tropical biodiversity in general. In the Amazon in particular, few studies have assessed the effects of RIL on biodiversity (Azevedo-Ramos *et al.*, 2006; Bicknell & Peres, 2010; Castro-Arellano *et al.*, 2007; Presley *et al.*, 2008; Ribeiro & Freitas, 2012; Bicknell *et al.*, 2015), and the effects on aquatic ecosystems in areas experiencing RIL are especially poorly known (Dias *et al.* 2010; Allard *et al.*, 2015).

Headwater streams are essential components of runoff-evapotranspiration balance (Allan, 2004) and biogeochemical cycles (McClain & Elsenbeer, 2001), representing an important link between aquatic and terrestrial ecosystems (Freeman *et al.*, 2007). Due to this connectivity, these systems are extremely complex and susceptible to human activities occurring both in riparian and elsewhere in the catchment (Allan, 2004; Stanfield & Kilgour, 2012). Outcomes can include increased autotrophic biomass and



stream primary productivity, as well as changes in channel morphology and flow hydraulics that alter the structure and function of stream communities (Pusey & Arthington, 2003; Clapcott *et al.*, 2012; Macedo *et al.*, 2014).

Headwater streams account for more than 80% of total channel length in Amazonia, and the area influenced by these systems is estimated to be three times larger than areas influenced by floodplains (Junk & Furch, 1993; McClain & Elsenbeer, 2001). Despite their importance in nutrient cycling, water quality maintenance and runoff-evapotranspiration balance, stream ecosystems have been frequently threatened by increasing anthropogenic activities that modify the native vegetation in the region (Nepstad, 1999; Morton *et al.*, 2006; Foley *et al.*, 2007). However, studies relating the effects of these activities, such as wood harvest, on the structure and function of Amazon streams are still scarce (Albert *et al.*, 2011; Bordignon *et al.*, 2015; Allard *et al.*, 2015; Datry *et al.*, 2016).

The main objective of the present study was to determine the effects of RIL on physical habitat and fish assemblages of Eastern Amazonia streams. We hypothesized that changes caused by RIL, such as soil compaction and erosion, along with forest cover loss (van Kuijk *et al.*, 2009), affect stream habitat by increasing fine sediment input and decreasing canopy cover and the availability of organic resources. We anticipated that these alterations would lead to a loss of diversity and changes in species composition with a predominance of generalist species. We further predicted that these changes would be more intense in areas that had been logged recently.

## **2. Material and methods**

### **2.1. Study area**

This study was conducted in the area owned by the Cikel Brasil Verde Madeiras group situated in Paragominas district, Eastern Pará (03° 39' 51.6" S and 48° 33' 46.3" W) (Fig. 1). This region has a forested area of approximately 209,000 ha represented by a mosaic of undisturbed and logged dryland forests. Forest management has been practiced in the region since 2001 using RIL techniques. For the present study, we consider only areas in the first logged cycle that experienced RIL between 2001 and 2011.

The topology of the region ranges from plain to smoothly undulated, with dense submontane ombrophilous vegetation (Veloso *et al.*, 1991). Its climate is tropical wet, belonging to the climatic subtype "Af" according to Köppen classification adapted by

Peel *et al.* (2007), with a well-defined dry season between August and October. The mean annual temperature is 27.2 °C, with mean annual rainfall of 1,800 mm (Watrin & Rocha 1992). The studied area is limited by the Capim river basin to the North, and by the Surubiju River basin to the South, drained by many headwater streams.

The logged areas are subdivided into annual production areas (APA) ranging from 2,000 to 5,000 ha. Each APA has a 35-year cutting cycle and provides a mean logged volume of approximately 25 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup>year<sup>-1</sup>, representing approximately three trees per hectare per year. In addition to Forest Stewardship Council (FSC) certification, the forest management applied in the region occurs according to the Brazilian Forestry Code, which, among other things, establishes the maintenance of a permanent 30-m wide preservation area (APP- *Área de Preservação Permanente* in Portuguese) along the margins of water courses.

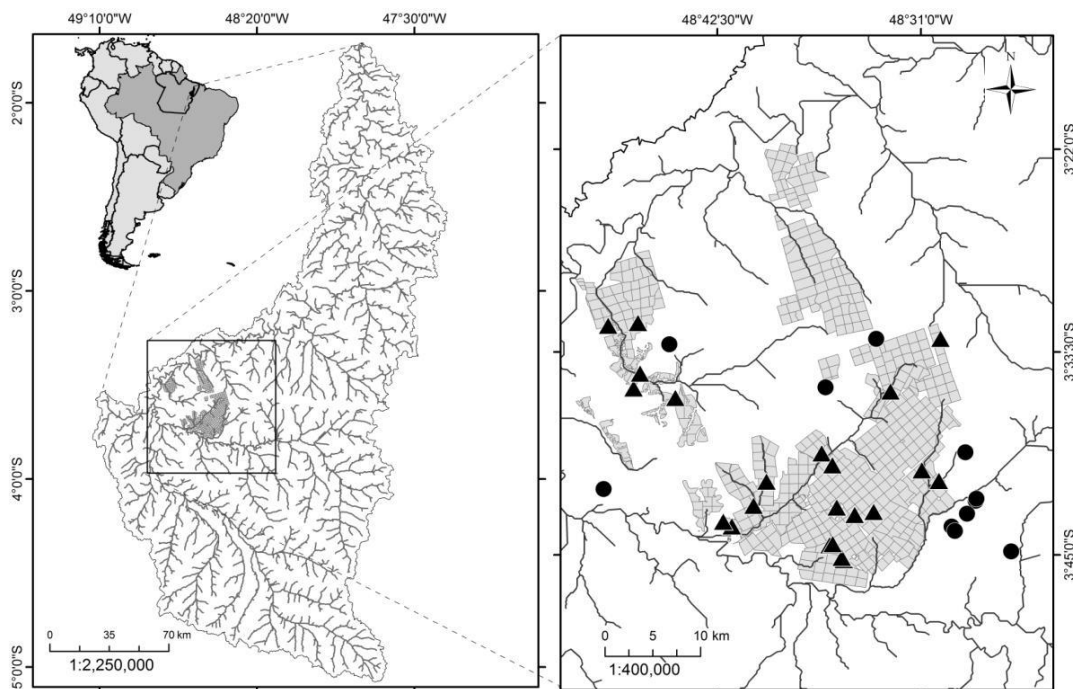


Fig. 1 Location of 36 sampled streams in the area owned by Cikel Brasil Verde Madeiras group, in Capim river basin, Eastern Pará, Brazil. Circles (●) represent samples located in unlogged areas, and triangles (▲) represent samples located in Reduced Impact Logging (RIL) areas, represented by the shaded area in the right panel.

## 2.2. Data collection

We sampled 36 streams (1<sup>st</sup> and 2<sup>nd</sup> order *sensu* Strahler, 1957), 13 in unlogged areas, located in catchments dominated by native vegetation with no logging activity, and

23 in catchments dominated by logging activity using RIL techniques. Site selection was based on accessibility given logging operations and considering the independence between samples (streams with independent water sources). Data were collected during the dry period, between August and October, in 2012 and 2013. This period was chosen to avoid seasonal variation in physical habitat structure and fish assemblages (Frissell *et al.*, 1986; Espírito-Santo *et al.*, 2009) and to facilitate sampling which is easier under low-flow conditions.

To make temporal assessment of how RIL affects fish assemblages we included areas that were logged between 2001 – 2011. In this areas, we tied chosen at least three replicate streams representing all logging years. However, difficulties during logging operations, the poor road condition of areas previously harvested, and the restricted drainage network in some regions, prevented us from obtaining three sample sites for all years. Nevertheless, we had one replicates for 2001 and 2004/2005, two replicates for 2006, 2007, 2009 and 2010, and three or more replicates for the other years (see Appendix S1 in Supporting Information).

In each headwater stream, a 150-meter sampling stretch was set according to the wadeable stream physical habitat protocol of USEPA EMAP (Peck *et al.*, 2006), adapted to tropical streams by Callisto *et al.* (2014). Each sampling stretch was subdivided by 11 cross-sections (labeled A to K, in the downstream/upstream direction), resulting in ten 15-m longitudinal sections. In the middle of each longitudinal section, a new cross section was defined to measure a subset of physical habitat variables, totaling 21 cross sections.

### **2.3. Environmental variables**

We followed previous studies performed in tropical streams and measured 21 environmental variables according to their ability to predict the structure of fish assemblages (Dias *et al.*, 2010; Allard *et al.*, 2015; Datry *et al.*, 2016). These variables were measured following the methodology proposed by Peck *et al.* (2006) and adapted by Callisto *et al.* (2014), with data reduction and metric calculation following Kaufmann *et al.* (1999). At each of the 21 cross sections, we measured mean wetted-width (XWIDTH), percentage cover by coarse litter (PCT\_CL) and geometric mean substrate diameter (Dgm).

At each of the 11 cross sections we measured the mean width-depth ratio (XWD\_RAT), percentage of embedded substrate (XEMBED), mean of canopy density at midstream (XC DENMID) and mean canopy density at the stream banks (XC DENBK).

The mean depth used to obtain the XWD\_RAT was calculated by the average of measurements at five equidistant points along each cross section. The canopy density at midstream and banks was measured using a spherical densiometer placed in four distinct directions at mid channel and one at each bank, respectively. Mean tree canopy cover (XC), mean of total riparian cover (XCMG) and mean barren ground layer (XGB) were visually estimated for an area extending 5m upstream, 5m downstream and 10m landward at each cross section, forming 11 riparian plots of 100m<sup>2</sup> on both stream banks.

Natural instream fish cover (XFC\_N) was visually estimated for an area extending 5 m upstream and downstream at each of the 11 cross-sections, resulting from the sum of the following natural shelters: large woody fragments (> 30cm of diameter), small woody fragments (< 30cm of diameter), roots and trees, coarse litter, overhanging vegetation (up to 1m above stream), undercut banks and boulders. At the same cross sections, we evaluated the presence and proximity of human land-use activities (such as logging operations, roads/railroads and landfill/trash) in the stream riparian area. The following proximity classes were used: on the bank; present inside the riparian plot; present outside the riparian plot, and absent. These classes were used to obtain a riparian disturbance index (W1\_HALL) that ranged from 0, in streams without human influence, to 1 in streams with a total presence of human influence (i.e. human activity on the stream banks, and inside and outside of the riparian plot).

Along each longitudinal section, we measured mean thalweg depth (XDEPTH\_T) using measurements at fifteen equidistant points, and the number of large woody debris in the channel (CWD;  $\geq 0.1$  m in diameter and  $\geq 1.5$  m long). We also measured mean discharge (X\_FLOW), determined by the time that a floating object moved a known distance through a measured mean cross-sectional area, and flow heterogeneity (H\_FLOW) that was classified based on occurrence of the flow sequence: rapid, glide and pool, where 0 represented streams with minimal heterogeneity, and 1 represented streams with maximum heterogeneity. Physical-chemical characteristics of water, such as temperature (Temp, °C), pH, conductivity (Cond.,  $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ), turbidity (Turb., NTU), and dissolved oxygen (DO, mg/L), were measured at three equidistant points in the sampling stretch using a multi-parameter (Horiba U50, Kyoto, Japan).

#### **2.4. Fish sampling**

Fish assemblages were sampled using two circular 75-cm diameter dip nets with 2-mm mesh. This active sampling method is applied both in bank and in bottom of

streams, allowing access to most of the microhabitats observed in this system, and has been considered as an efficient technique for estimating fish assemblage structure in headwater streams (Uieda & Castro 1999). The sampling effort was 18 min for each of the ten longitudinal sections (15-m), totaling ~3 h of sampling per stream. Collected fishes were sacrificed with lethal doses of anesthetic (Eugenol; American Veterinary Medical Association, 2001), fixed in a 10% formalin solution and, after 48 h, transferred to 70% alcohol.

In the laboratory, all specimens were identified to species or morphospecies, counted and weighed (nearest 0.001 g). Sampling of specimens was conducted using a license number 4681–1 granted by the System Authorization and Biodiversity Information–SISBIO. Voucher specimens were deposited in the Ichthyological Collection of the Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Belém-PA, Brazil.

## 2.5. Data analysis

Environmental variables were normalized by subtracting their mean and dividing by their standard deviation. Posteriorly, these variables were submitted to a Spearman correlation, in order to identify multicollinearity. In the case of redundant variables ( $r_s > |0.60|$ ,  $p < 0.05$ ) those with higher predictive importance for tropical stream fish assemblages, according to the literature, were retained. Retained variables were submitted to a Principal Components Analysis (PCA) to visualize the ordination of sampled sites with respect to environmental heterogeneity in the study area (Legendre & Legendre, 1998). Axes selection was based on the broken-stick model, where a given axis may be retained when their observed eigenvalues exceed the expected eigenvalues generated by the broken-stick (Jackson, 1993). Environmental variables with highest loadings (values  $> 0.6$ ) were retained for interpreting the axes.

To test the null hypothesis that stream physical habitat does not differ between unlogged and logged areas, we used Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) based on an Euclidean resemblance matrix of raw environmental data. The significance of multivariate dispersion generated by PERMANOVA was analyzed using a Monte Carlo test with 9,999 permutations (Anderson, 2001). The analyses mentioned above were performed using the software PRIMERv6.1.11<sup>®</sup> (Clarke & Gorley, 2006) with the PERMANOVA+1.0.3 add-on package (Anderson *et al.*, 2008). Variations in stream physical habitat structure related to temporal gradient observed in streams located in RIL (i.e. by excluding unlogged stream sites), were tested using simple

regression models, with the scores of the first three axes generated by a PCA performed with environmental variables as the response variable and the logging year (2001-2011) as the independent variable. These analyses were performed using the packages *vegan* (Oksanen *et al.*, 2007) and *FactoMineR* (Lê *et al.* 2008) of the R Development Core Team software, version 3.1.2 (2011).

Variations in fish abundance between areas with different logging years were assessed using ordination of site-specific relative abundance for each species (obtained by dividing the abundance of a given species at a particular site, by the total abundance of the same species at all sampled sites) in relation to the temporal gradient. This analysis was performed excluding the species that occurred at less than 10% of the total sites sampled (18 rare species). All other analyses were performed with and without rare species, and considering the similarity between results, we opted to include all 53 sampled species in our analyses.

Species richness was compared between unlogged and logged areas using a Student t-test for independent samples, with a significance level of 0.05 (Zar, 2010). Relationships between species richness and logging years were evaluated through simple regression models. Potential differences in assemblage composition and biomass between unlogged and logged areas were tested using a PERMANOVA analysis, with the probability value obtained through the Monte Carlo randomization method, based on 9,999 randomizations. For composition analysis, we used abundance data, which reveal patterns based on more common species, and presence/absence data, which give more weight to rarer species that occur in fewer sites. This analysis was based on a Bray-Curtis resemblance matrix for log transformed ( $\log(x + 1)$ ) abundance and biomass data, and on a Jaccard resemblance matrix for presence/absence data.

The temporal effect of RIL on composition and biomass of fish assemblages was assessed using a Multivariate Distance Matrix Regression (MDMR). This analysis is rooted in traditional linear models, and was first proposed by McArdle and Anderson (2001) and Anderson (2001). Herein, MDMR was used to relate the predictor variables (logging years) to paired values, from a distance matrix derived from response variables (species composition and biomass) (Zapala & Schork, 2006, 2012).

Finally, a distance-based linear modeling (DistLM) routine was used to examine the relationship between fish assemblage composition (abundance data) and biomass, using a resemblance matrix and the predictor environmental variables (McArdle and Anderson 2001). The resemblance matrix used in DistLM was based on the Bray Curtis

similarity of log (x+1) transformed abundance and biomass data. The models were obtained through a forward selection procedure with normalized environmental variables, based in 9,999 permutations. The most parsimonious model was selected by Akaike Information Criterion (AIC), which evaluates models composed by different environmental variables sets, choosing the one that minimizes the Kullback-Leibler distance between the model and the truth based on information theory (lower AIC value). The best model is the one that explains the largest portion of variation in the data using the smallest possible number of environmental variables. This analysis was performed using the software PRIMERv6.1.11<sup>®</sup> (Clarke & Gorley, 2006) with PERMANOVA+1.0.3 add-on package (Anderson *et al.*, 2008).

### 3. Results

#### 3.1. Environmental variables

Unlogged and RIL streams showed similar channel morphology, with similar mean width and thalweg depth. Differences in stream habitat features were mainly related to riparian vegetation structure, microhabitat availability, and physico-chemical characteristics of the stream water.

Significant Spearman correlation values were observed for mean thalweg depth (XDEPTH\_T) in relation to mean wetted width (XWIDTH) and mean width-depth ratio (XWD\_RAT) (both with  $r_s = 0.68$ ); mean canopy cover at midstream (XCENMID) in relation to canopy cover at the stream bank (XCENBK) ( $r_s = 0.73$ ); and mean of tree canopy cover (XC) in relation to mean of total riparian cover (XCMG) ( $r_s = 0.77$ ). The variables XDEPTH\_T, XCENMID and XC were retained in subsequent analyses.

According to the broken-stick model, the first three axes were retained for PCA interpretation, explaining 46.7% of stream physical habitat variability. The first axis explained 20.1% of data variation, and was negatively influenced by mean thalweg depth (XDEPTH\_T) and mean canopy cover (XC), and positively influenced by conductivity (Cond.,  $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ) and water temperature (Temp,  $^{\circ}\text{C}$ ). The second axis explained 15.5% of data variation and was positively influenced by dissolved oxygen (DO, mg/L) and percentage of embedded substrate (XEMBED). Lastly, the third axis explained 11.53%, positively influenced by natural instream fish cover (XFC\_N) (Fig. 2; Table 1). The PERMANOVA revealed significant differences in stream physical habitat between unlogged and logged areas ( $p_{\text{pseudo}} F = 3.28, p < 0.001$ ).

The first three axes of the PCA analysis performed using only RIL data, carried out to assess the stream physical habitat variation in relation to temporal gradient of logging, accounted for 50.7% of stream physical habitat variability. The regression models indicated no correlation between the temporal gradient of logging disturbance and the environmental variables, represented by the scores of the first ( $R^2 = 0.003$ ;  $p = 0.7$ ); second ( $R^2 = 0.07$ ;  $p = 0.19$ ) and third ( $R^2 = 0.11$ ;  $p = 0.12$ ) PCA axes.

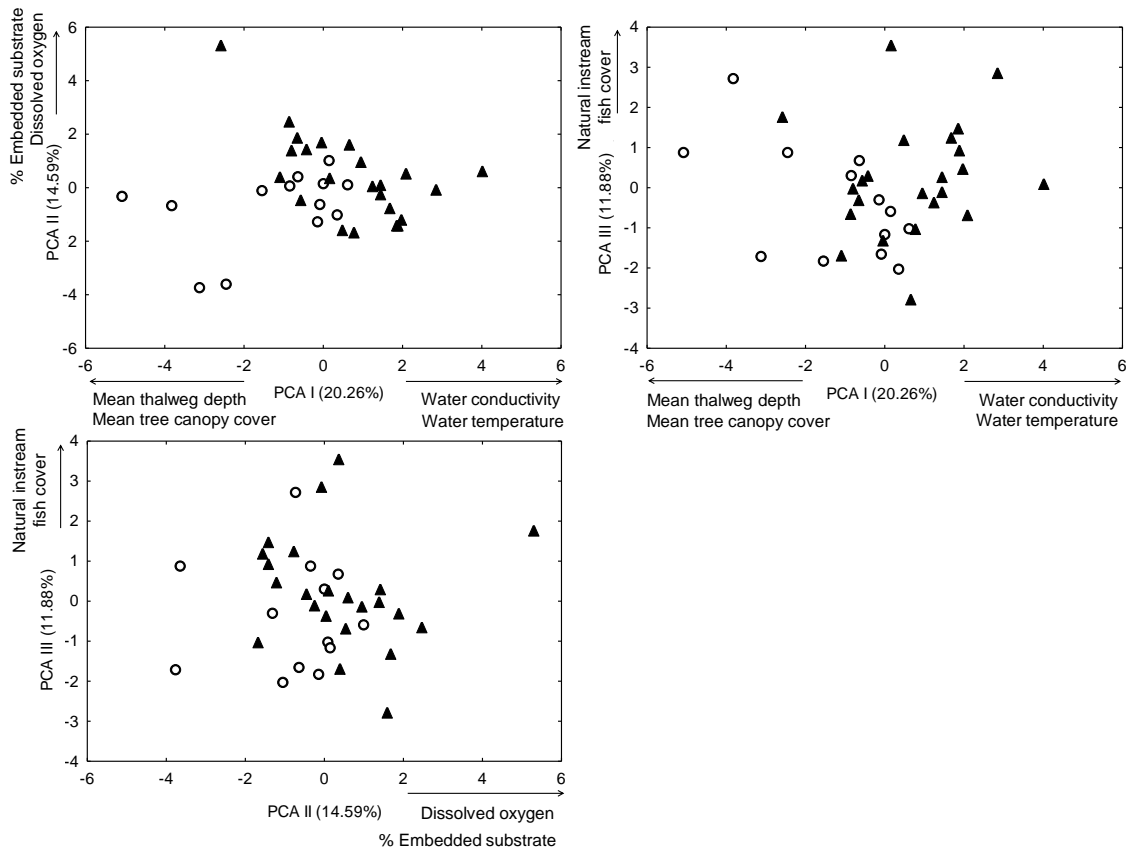


Fig. 2 Ordinations resulting from the Principal Components Analysis (PCA) representing the environmental variables measured in stream reaches (symbols) sampled in the area owned by Cikel Brasil Verde Madeiras group, in Capim river watershed, Eastern Pará, Brazil. Closed triangles ( $\blacktriangle$ ) represent streams in logged areas and open circles ( $\circ$ ) represent stream in unlogged areas.

Table 1 Environmental variable scores from Principal Components Analysis (PCA). Scores values retained for axes interpretation are in bold.

Variables	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Mean thalweg depth (XDEPTH_T)	<b>-0.69</b>	0.37	0.18
Percentage of embedded substrate (XEMBED)	-0.36	<b>0.67</b>	0.10



Percentage of coarse litter (PCT_CL)	0.51	-0.55	0.35
Geometric mean substrate diameter (Dgm)	-0.23	-0.11	-0.53
Flow heterogeneity (H_FLOW)	0.47	-0.10	0.47
Mean of canopy density at midstream (XC DENMID)	0.54	0.27	-0.36
Mean barren ground layer (XGB)	-0.44	-0.47	-0.30
Mean tree canopy cover (XC)	<b>-0.61</b>	-0.41	0.09
Number of large woody debris in the channel (CWD)	-0.23	0.58	0.19
Natural instream fish cover (XFC_N)	-0.19	-0.21	<b>0.67</b>
Riparian disturbance index (WIH_HALL)	0.43	0.12	0.38
Mean discharge (X_FLOW, m <sup>3</sup> s)	-0.44	0.40	0.53
Water temperature (Temp, °C)	<b>0.60</b>	0.29	-0.01
pH	-0.17	-0.28	-0.15
Conductivity (Cond. µS.cm.)	<b>0.64</b>	0.10	0.20
Turbidity (Turb., NTU)	0.40	0.07	-0.27
Dissolved oxygen (DO, mg/L)	0.14	<b>0.75</b>	-0.29
<b><i>Explaining</i></b>	20.26	14.59	11.88
<b><i>Eigenvalues</i></b>	3.74	2.70	2.19
<b><i>Broken-stick</i></b>	3.55	2.55	2.05

### 3.2. Fish assemblages

A total of 13,956 individuals were captured during the study, consisting of 53 species belonging to 20 families and six orders. Characiformes predominated with 32% and 30% of the richness observed in unlogged and logged areas, respectively, followed by Siluriformes, with 24 and 22%, Gymnotiformes, with 17 and 18%, and Perciformes, with 11 and 9%. Characiformes was also the most abundant order, accounting for 72.7% of the sampled specimens, followed by Perciformes, with 13.4% (see Appendix S2 in Supporting Information).

The most abundant species were *Hyphessobrycon heterorhabdus* (Characidae) and *Apistogramma gr. regani* (Cichlidae) accounting for 47.1% and 10.2% of the sampled specimens, respectively. Streams in logged areas registered a total mean abundance of 387 individuals (SD = 233) and biomass of 115.98 g (SD = 47.29), and streams located in unlogged areas had a total mean abundance of 389 individuals (SD = 185) and biomass of 121.34 g (SD = 41.25). Regarding temporal gradient of logging disturbance, *Ituglanis amazonicus* (Trichomycteridae), *Rhamdia muelleri* (Heptapteridae) *Nannacara cf. taenia* (Cichlidae) and *Pimelodella* sp. (Heptapteridae) showed higher abundance in recently-

logged areas (mainly observed since 2009) when compared to areas logged earlier (Fig. 3). *Rhamdia muelleri* and *Nannacara cf. taenia* did not occur in unlogged areas, while *Ituglanis amazonicus* and *Pimelodella* sp. occurred in unlogged areas but with a lower abundance than recently-logged areas.

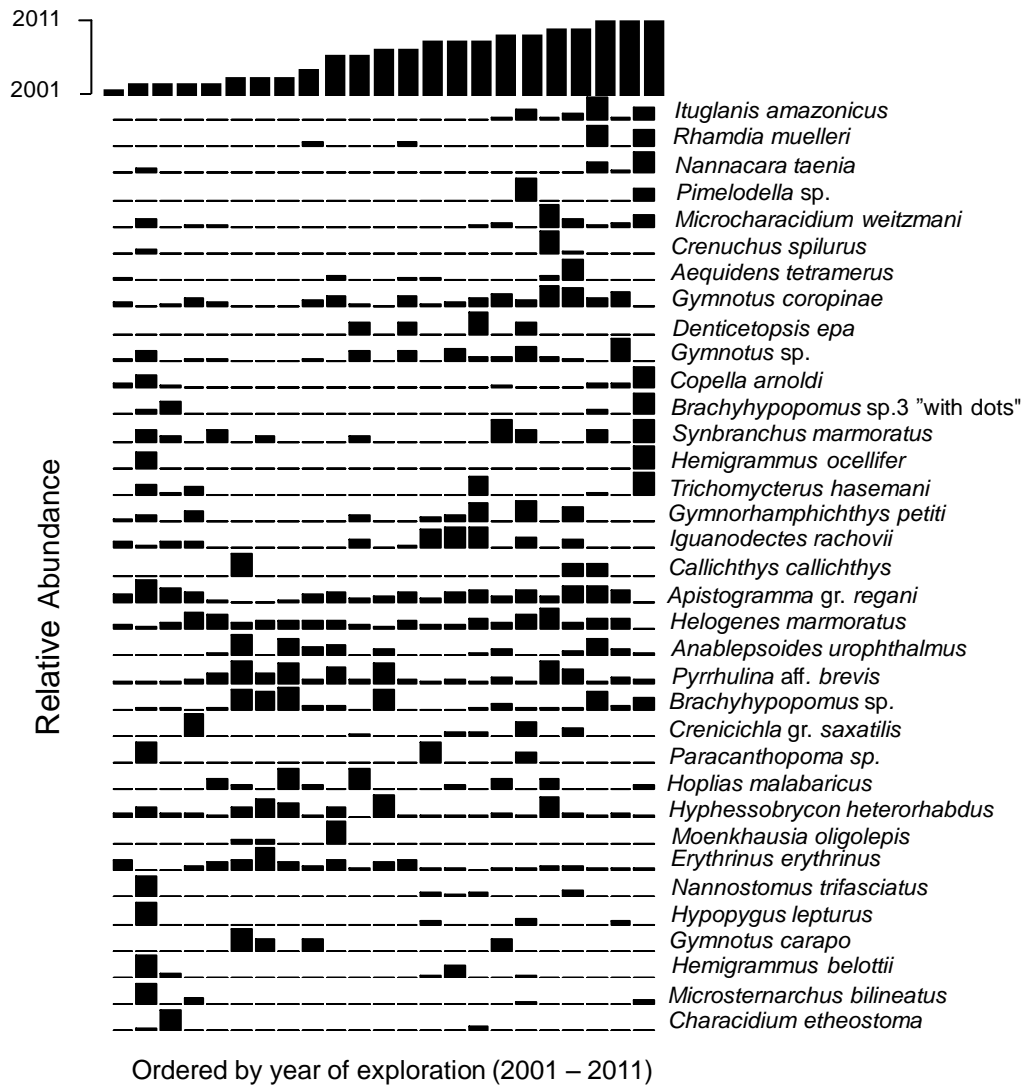


Fig. 3 Direct ordination of relative abundance of fish species collected in streams of Eastern Amazon, Pará, Brazil, based on the temporal gradient of logging disturbance by Reduced Impact Logging (RIL). The graduated bars in the top represent the sample sites ordered by year of logging.

A total of 45 species was observed in logged streams, with *Apistogramma* gr. *agassizii* (Cichlidae; n = 24), *Brachyhypopomus* sp. (Hypopomidae; n = 4), *Bryconops* aff. *caudomaculatus* (Characidae; n = 1), *Eigenmannia* sp. (Sternopygidae; n = 1), *Farlowella platoryncha* (Loricariidae; n = 5), and *Mastiglanis asopos* (Heptapteridae; n

= 7) exclusive to these streams. Forty-seven species were recorded in unlogged streams, with *Acanthodoras cataphractus* (Doradidae; n = 1), *Carnegiella strigata* (Gasteropelecidae; n = 1), *Crenicichla regani* (Cichlidae; n = 1), *Crenicara* sp. (Cichlidae; n = 2), *Knodus* cf. *victoriae* (Characidae; n = 1), *Megalechis picta* (Callichthyidae; n = 1), *Sternopygus macrurus* (Sternopygidae n = 1), and *Tetranematichthys wallacei* (Auchenipteridae; n = 1) exclusively to these streams. However, species richness did not differ between streams of unlogged and logged areas ( $t = -0.22$ ;  $df = 34$ ;  $p = 0.793$ ). The relationship between richness and temporal gradient of logging disturbance was likewise not significant ( $R^2 = 0.088$ ;  $p = 0.168$ ).

The PERMANOVA did not show differences in species composition (Abundance: *pseudo*  $F = 0.384$ ,  $p = 0.877$ , Presence/absence: *pseudo*  $F = 0.415$ ,  $p = 0.923$  and biomass: *pseudo*  $F = 0.750$ ,  $p = 0.602$ ) between unlogged and logged areas with a total of 39 shared species. A graphic representation of fish assemblage composition and biomass was obtained using a NMDS ordination, based on a Bray-Curtis similarity matrix. This analysis allows to assess the distortion or stress between the similarity matrix and the clustering pattern revealed in the graphic representation (Clarke & Warwick 1994) (Appendix S3 in Supporting Information). In addition, fish assemblage composition (MDMR:  $R^2 = 0.050$ ;  $p = 0.323$ ) and biomass (MDMR:  $R^2 = 0.045$ ;  $p = 0.412$ ) did not differ in response to temporal gradient of logging.

In the distance-based linear modeling (DistLM routine), the best model included mean thalweg depth (XDEPTH\_T – explaining 16 and 16.9% of the variability of fish assemblage composition and biomass, respectively), dissolved oxygen (DO, mg/L - explaining additionally 8.8 and 8.2%), riparian disturbance index (W1\_HALL - explaining additionally 7.6 and 5.5%) and flow heterogeneity (H\_FLOW – explaining additionally 8.28 and 7.04%). The selected model explained 51% ( $AIC = 240.07$ ;  $R^2 = 0.51$ ) of the variability in assemblage composition and 40% ( $AIC = 250.33$ ;  $R^2 = 0.40$ ) of the variability in biomass (Table 2).

Table 2 - Mean and standard deviation values of environmental variables measured for 36 streams located in unlogged and logged areas in Capim river basin, Eastern Pará, Brazil. Results of distance-based linear modeling (DistLM) for the composition and biomass data of fish assemblages using a forward selection procedure, based on 9,999 permutations, combined with the AIC (Akaike Information Criterion) selection criterion. The marginal test showed how much each variable explains the fish assemblage composition and biomass when considered alone, while the sequential test presented the variables selected by AIC criteria. Prop. = proportion of explained variation attributed to each variable.

Environmental variables	Unlogged area		Logged area		DistLM (Composition data)						DistLM (Biomass data)					
					Marginal test			Sequential test			Marginal test			Sequential test		
	<i>Forward selection</i>			<i>AIC Criteria</i>			<i>Forward selection</i>			<i>AIC Criteria</i>						
	Mean	SD	Mean	SD	PseudoF	p	Prop	PseudoF	p	Prop	PseudoF	p	Prop	PseudoF	p	Prop.
Mean wetted width (m)	2.2	0.6	2.5	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mean thalweg depth (m)	23.9	10.8	23.5	11.2	6.92	<0.01*	0.16	6.92	<0.01*	0.16	6.51	<0.01*	0.16	6.51	<0.01*	0.16
Mean width-depth ratio	9.8	1.8	11.4	3.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
% of coarse litter	29.8	11.0	33.4	13.2	4.71	<0.01*	0.12	-	-	-	4.09	<0.01*	0.1	-	-	-
Geometric mean substrate diameter (mm)	745.7	767.9	366.8	368.6	0.98	0.4	0.02	-	-	-	0.88	0.51	0.02	-	-	-
% of embedded substrate	53.7	13.3	53.3	18.0	4.93	<0.01*	0.12	-	-	-	4.38	<0.01*	0.11	-	-	-
Mean of canopy density at midstream (%)	90.4	4.3	93.1	3.4	0.54	0.77	0.01	-	-	-	0.55	0.82	0.01	-	-	-
Mean canopy density at bank stream (%)	94.7	3.7	96.6	2.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mean tree canopy cover (%)	68.0	11.9	48.8	10.5	0.35	0.92	0.01	-	-	-	0.44	0.9	0.01	-	-	-
Mean of total riparian cover (%)	175.2	23.2	127.2	23.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mean barren ground layer (%)	1.6	2.4	0.6	1.3	1.14	0.3	0.01	-	-	-	0.97	0.43	0.02	-	-	-

Natural instream fish cover (%)	109.7	37.7	114.2	34.4	1.32	0.22	0.03	-	-	-	1.15	0.3	0.03	-	-	-
Riparian disturbance index	0.0	0.0	0.1	0.2	2.87	0.02*	0.07	3.67	<0.01*	0.07	1.76	0.09	0.04	2.71	<0.01*	0.05
Number of large wood debris in the channel	21.3	13.3	27.3	28.2	2.65	0.02*	0.07	1.81	0.07	0.03	1.86	0.06	0.05	-	-	-
Mean discharge m3/s	0.0	0.0	0.0	0.1	2	0.07	0.05	2	0.05	0.03	1.35	0.19	0.03	-	-	-
Flow heterogeneity	0.2	0.1	0.2	0.1	4.93	<0.01*	0.12	4.4	<0.01*	0.08	4.74	<0.01*	0.12	3.28	<0.01*	0.07
Water temperature (°C)	25.6	0.9	26.3	0.4	0.81	0.53	0.02	-	-	-	0.85	0.52	0.02	-	-	-
pH	5.1	0.9	4.6	0.2	0.42	0.87	0.02	-	-	-	0.639	0.734	0.01	-	-	-
Conductivity µS/cm-1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.22	0.05	0.06	-	-	-	2.15	0.04*	0.05	-	-	-
Turbidity (NTU)	3.2	3.5	3.4	2.6	1.39	0.2	0.03	1.78	0.08	0.03	1.33	0.2	0.03	1.72	0.06	0.03
Dissolved oxygen (mg/L)	6.1	1.3	6.6	1.2	3.8	<0.01*	0.1	3.92	<0.01*	0.08	3.49	<0.01*	0.09	3.6	<0.01*	0.08

\*P values with a significance level lower than 0.05.

#### 4. Discussion

Although RIL in Eastern Amazonia has been performed in compliance with technical logging guidelines (Sabogal *et al.*, 2000; Putz, 2008), this practice has nevertheless resulted in changes in stream habitat structure. In the present study, the main changes in stream habitat structure from logged areas were especially related to riparian vegetation and channel morphology, and were ranked, in decreasing order of importance, canopy cover loss, reductions in mean thalweg depth, increased in water temperature and conductivity and dissolved oxygen. However, despite such changes in habitat characteristics, we did not detect significant alterations in the structure of fish assemblages.

Structural changes in physical habitat have frequently been associated with changes in land cover in both riparia and the wider catchment vegetation (Allan, 2004; Macedo *et al.*, 2013; Méndez-Toribio *et al.*, 2014). The total or partial removal of native vegetation within a catchment exposes the remaining riparian vegetation to adverse conditions, causing a functional and structural change in this environment (McClain & Elsenbeer, 2001; Heartsill-Scalley & Aide, 2003; Clapcotti *et al.*, 2012). In addition, reductions in riparian cover result in an increase in light penetration and water temperature and changes in the inputs of litter and wood, potentially affecting the fish assemblage structure in many different ways (McClain & Elsenbeer 2001; Clapcotti *et al.* 2012; Terra *et al.*, 2015).

In the present study, the observed changes in stream physical habitat partially corroborate the results found by Dias *et al.* (2010) in Central Amazon streams subjected to RIL. The authors found that streams in logged areas showed not only a loss of canopy cover and an increase in water temperature, but also a decrease in the availability of shelter, which was associated with sedimentation. Sedimentation in headwater streams may affect not only shelter availability but also channel morphology features such as stream depth (Allan, 2004), which was also observed in the present study. Forest cover loss in streams of the Equatorial Amazonia have also been associated with a reduction in heterogeneity of fish assemblage composition among streams (Bojsen & Barriga, 2002).

Although RIL preserves the strip of riparian vegetation established by the Brazilian Forestry Code and by technical logging guidelines for the Amazon region (Sabogal *et al.*, 2000), our results reinforce the idea that changes in stream habitat structure might occur not only due to local changes, but also because of changes in the land cover elsewhere in the catchment (O'Neill *et al.*, 1989; Feld, 2013; Macedo *et al.*,

2014). Previous studies have demonstrated that aquatic ecosystems in areas experiencing RIL may be indirectly affected by the opening of logging roads causing stream fragmentation and increasing erosion and input of fine sediment (Dias *et al.*, 2010; Wantzen & Mol, 2013; Allard *et al.*, 2015). In the present study, the physical habitat did not show an indication of recovery even a decade after RIL, with logged areas showing significant differences in tree canopy cover, channel morphology and water physical-chemical feature when compared to unlogged areas. Studies that assess distribution and intensity of logging in differing catchments are needed to improve understanding of the effects of RIL activity on the physical habitat of streams.

The fish assemblage composition in streams of Eastern Amazon followed the known pattern for Neotropical streams, as well as for Amazon streams, showing a higher Characiformes richness, followed by Siluriformes (Dias *et al.*, 2010, Barros *et al.*, 2011; Bordignon *et al.*, 2015; Datry *et al.*, 2016). The higher abundance of *Ituglanis amazonicus* and *Pimelodella* sp. in streams located in recently logged areas, and their lower abundance in unlogged areas, might be attributed to their cryptobiotic behavior, a strategy more frequently observed in species of trichomycterids and heptapterids, which use sand, woody debris, and vegetation for foraging and shelter (Zuanon *et al.*, 2006). This kind of behavior may be favored by the increases in sediment and organic-matter inputs that tend to be typical of streams in recently logged areas (Davies & Nelson, 1994, Dias *et al.*, 2010). However, more studies related to the use of the habitat and behavior of these cryptobiotic fishes are needed confirm any link between their abundance and forest-management practices.

Variations in stream fish assemblages have been strongly associated with changes in physical habitat structure, which are either natural, due to spatial heterogeneity of the system (Dias *et al.*, 2010), or resulting from anthropogenic changes (Allard *et al.*, 2015; Teresa *et al.*, 2015; dos Santos *et al.*, 2015). Changes in abundance of certain species were also observed in tropical streams in Malaysia, showing a decrease in abundance of algivorous species, associated with increasing water turbidity attributable to RIL (Martin-Smith, 1998). In Central Amazonian streams, variations in abundance between unlogged and reduced-impact logging areas also remained restricted to small sets of fish species (Dias *et al.*, 2010), corroborating with the present study were the main change observed in the fish assemblage was related to a species abundance in relation to temporal gradient of logging activity.

The presence of riparian vegetation, along with the presence of undisturbed forests in some parts of the catchments, may contribute to the maintenance of the regional species pool in the East Amazonia, and consequently, with small apparent differences in composition and biomass of stream fish assemblages between unlogged and logged areas. Immigration and extinction are important structuring factors of stream fish assemblages, and are directly affected by natural or anthropogenic variations in environmental conditions that cause system fragmentation (Taylor & Warren, 2001; Datry *et al.*, 2016). However, the high trophic plasticity of tropical ichthyofauna (Abelha *et al.*, 2001), coupled with stream connectivity (Perkin & Guido, 2012), may enable fish species to colonize or persist in despite of some degree of disturbance at a particular site.

Compared to other studies showing impacts of logging on stream and fish assemblages (Bojsen & Barriga, 2002), the overall impacts of RIL are subtle, which is in agreement with the findings of previous studies (Dias *et al.*, 2010; Allard *et al.*, 2015). However, we reinforce the idea that RIL does have observable impacts on streams, and may therefore compromise habitat quality, and – although we did not find concomitant changes in fish communities – such alterations (i.e., changes in abundance, biomass or functional groups) have been associate with RIL elsewhere (Martin-Smith, 1998; Dias *et al.*, 2010; Allard *et al.*, 2015). Minor effects of RIL was also observed for stream macroinvertebrates communities in Eastern Amazon, where the main change was observed in relation to some species abundance between different years of logging (Nogueira *et al.*, 2016).

It is essential that future studies of the impacts of RIL include a range of aquatic ecosystem components, including aspects of habitat quality and biological indicators such as stream fishes, so as to obtain a complete picture of the implications of different forest management practices that affect riparia and catchment land use. Long-term studies are especially necessary, especially those that take account of the effects of a second cycle of logging a particular same area. The resulting information will allow the development of a more efficient technical guidelines for RIL, and contribute to the conservation of biodiversity in streams and, consequently, maintenance of the ecosystems services they provide.

## **5. Acknowledgements**

We are grateful to the companies CIKEL Ltda. and 33 Forest Capital for their financial and logistic support during the first stage of this study, and to the Tropical Forest



Institute (IFT) for their technical and logistic support during the second stage of the project. We also thank the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for granting scholarships and productivity grants for BSP (process: 140160/2013-2), LJ (process: 303252/2013-8), PSP (process: 304002/2014-3), and LFAM (process: 301343/2012-8). We also thank FAPEMIG for the research grant provided to PSP (process: 00608/15).

## 6. References

Abelha M.C.F., Agostinho A.A. & Goulart E. (2001). Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, **23**, 425–434.

Albert J.S., Carvalho T.P., Petry P., Holder M.A., Maxime E.L., Espino J., Corahua I., Quispe R., Rengifo B., Ortega H. & Reis R.E. (2011). Aquatic biodiversity in the Amazon: habitat specialization and geographic isolation promote species richness. *Animals*, **1**, 205–241.

Allan J.D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **35**, 257–284.

Allard L., Popée M., Vigouroux R. & Brosse S. (2015). Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquatic Sciences*, 1–11.

Anderson M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, **26**, 32–46.

Anderson M.J., Gorley R.N. & Clarke K.R. (2008). *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Asner G.P., Broadbent E.N., Oliveira P.J., Keller M., Knapp D.E. & Silva J.N.M., (2006). Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **103**, 12947–12950.

Azevedo-Ramos C., de Carvalho O. & do Amaral B.D. (2006). Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management*, **232**, 26–35.

- Barros D. F., Zuanon J., de Mendonça F. P., Viana H. M., Santo E., Galuch A. V. & Albernaz A. L. M. (2011). The fish fauna of streams in the Madeira-Purus interfluvial region, Brazilian Amazon. *Check List: Journal of Species Lists and Distribution*, **7**, 768–773.
- Bicknell J.E, Struebig M.J. & Davies Z.G. (2015). Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. *Journal of Applied Ecology*, **52**, 379–388.
- Bicknell J.E. & Peres C. (2010). Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a Neotropical forest. *Forest Ecology and Management*, **259**, 2267–2275.
- Bicknell J.E., Struebig M.J., Edwards D P. & Davies Z.G. (2014). Improved timber harvest techniques maintain biodiversity in tropical forests. *Current Biology*, **24**, R1119–R1120.
- Bojsen B.H. & Barriga R. (2002). Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, **47**, 2246–2260.
- Bordignon C.R., Casatti L., Pérez-Mayorga M.A., Teresa F.B. & Brejão G.L. (2015). Fish complementarity is associated to forest in Amazonian streams. *Neotropical Ichthyology*, **13**, 00–00.
- Burivalova Z, Lee T.M., Giam X., Sekercioglu, Ç.H., Wilcove D.S. & Koh L.P. (2015) Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **282**, 20150164.
- Callisto M., Alves C.B.M., Lopes J.M. & Castro M.A. (2014). *Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidroelétricos*. Cemig, Belo Horizonte, Brazil.
- Castro-Arellano I., Presley S.J., Saldanha L.N., Willig M.R. & Wunderle J.M. (2007). Effects of reduced impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia. *Biological Conservation*, **138**, 269–285.
- Clapcott J. E., Collier K.J., Death R.G., Goodwin E.O., Harding J.S., Kelly D., Leathwick J.R. & Young R. G. (2012). Quantifying relationships between land-use gradients and

structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshwater Biology*, **57**, 74–90.

Clarke K.R. & Gorley, R.N. (2006). *Primer v6: user manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Clarke K.R. & Warwick R.M. (1994). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Biological Laboratory, Plymouth, UK.

Datry T., Moya N., Zubieta J. & Oberdorff T. (2016). Determinants of local and regional communities in intermittent and perennial headwaters of the Bolivian Amazon. *Freshwater Biology*. **61**, 1335 – 1349.

Davies P.E. & Nelson M. (1994). Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance. *Marine and Freshwater Research*, **45**, 1289–1305.

Dias M.S., Magnusson W.E. & Zuanon J. (2010). Effects of Reduced-Impact Logging on Fish Assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology*, **24**, 278–286.

dos Santos F.B., Ferreira F.C. & Esteves K.E. (2015). Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, **98**, 1895–1912.

Edwards D.P., Tobias J.A., Sheil D., Meijaard E. & Laurance W.F. (2014). Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, **29**, 511–520.

Edwards D.P., Woodcock P., Edwards F.A., Larsen T.H., Hsu W.W., Benedick S. & Wilcove D.S. (2012). Reduced-impact logging and biodiversity conservation: a case study from Borneo. *Ecological Applications*, **22**, 561–571.

Espírito-Santo H.M.V., Magnusson W.E., Zuanon J., Mendonça F.P. & Landeiro V.L. (2009). Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. *Freshwater Biology*, **54**, 536–548.

- Fearnside P.M. (2006). Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica*, **36**, 395–400.
- Feld, C. (2013). Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchment monitoring programmers. *Freshwater Biology*, **58**, 715–729.
- Foley J. A., Asner G. P., Costa M. H., Coe M. T., DeFries R., Gibbs H. K., Howard E. A., Olson S., Partz J., Ramankutt N. & Snyder P. (2007). Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**, 2255–2277.
- Freeman, M. C., Pringle, C. M. & Jackson, C. R. (2007). Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association*, **43**, 5–14.
- Frissell C.R., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, **10**, 199–214.
- Hasegawa M., Ito M.T., Yoshida T., Seino T., Chung A.Y. & Kitayama K. (2014). The effects of reduced-impact logging practices on soil animal communities in the Deramakot Forest Reserve in Borneo. *Applied Soil Ecology*, **83**, 13–21.
- Heartsill-Scalley T. & Aide T.M. (2003). Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. *Ecological Applications*, **13**, 225–234.
- Holmes T.P., Blate G.M., Zweede J.C., Pereira R., Barreto P., Boltz F. & Bauch R. (2001). Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, **163**, 93–110.
- Jackson, D. A. (1993). Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, **74**, 2201–2214.
- Junk W.J. & Furch K. (1993). A general review of tropical South American floodplains. *Wetlands Ecology and Management*. **2**, 231–238.

Kaufmann, P. R., P. Levine, E. G. Robison, C. Seeliger & D.V. Peck. (1999). *Quantifying physical habitat in wadeable streams*. EPA 620/R-99/003. US Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.

Kormos C.F. & Zimmerman B.L. (2014). Response to Putz et al., Sustaining Conservation Values in Selectively Logged Tropical Forests: The Attained and the Attainable. *Conservation Letter*, **7**, 143–144.

Lê, S., Josse, J & Husson, F. (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, **25**, 1-18.

Legendre, L., Legendre, P. (1998). *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.

Lentini M.W., Zweede, J.C. & Holmes, T.P. (2009). Case Studies on Measuring and Assessing Forest Degradation: Measuring Ecological Impacts from Logging in Natural Forests of the Eastern Amazônia as a Tool to Assess Forest Degradation. *Forest Resources Assessment Working Paper*. 165, 1-9, FAO, Rome.

Lindenmayer D.B. & Lurance W. F. (2012). A history of hubris – Cautionary lessons in ecologically sustainable forest management. *Biological Conservation*, **151**, 11–16.

Macedo D.R., Hughes R.M., Ligeiro R., Ferreira W.R., Castro M.A., Junqueira N.T., Oliveira D.R., Firmiano K.R., Kaufmann P.R., Pompeu, S.P. & Callisto, M. (2014). The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecology*, **29**, 1001–1016.

Macedo M. N., Coe M. T., DeFries R., Uriarte M., Brando P. M., Neill C. & Walker W. S. (2013). Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **368**, 20120153.

Martin-Smith K.M. (1998). Effects of disturbance caused by selective timber extraction on fish communities in Sabah, Malaysia. *Environmental Biology of Fishes*, **53**, 155–167.

McArdle B.H. & Anderson M.J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, **82**: 290-297.

McClain, M.E. & Elsenbeer J. (2001). Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing. In: *The biogeochemistry of the Amazon Basin* (Ed. M.E., McClain; R.L. & J.E. Richey), pp.185–208. Oxford University Press, New York.

Méndez-Toribio M., Zermeño-Hernández I. & Ibarra-Manríquez G. (2014). Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. *Plant Ecology*, **215**, 285–296.

Morton D.C., DeFries R.S., Shimabukuro Y.E., Anderson L.O., Arai E., del Bon Espirito-Santo F., Freitas R. & Morissette J. (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **103**, 14.637–14.641.

Nepstad D., Verissimo A., Alencar A., Nobre C., Lima E., Lefebvre P., Schlesinger P., Potter C., Moutinho P., Mendoza E., Cochrane M. & Brooks V. (1999). Large-scale Impoverishment of Amazonian Forests by Logging and Fire. *Nature*, **398**, 505–508.

Nogueira D.S., Calvão L.B., Montag L.F.A., Juen L. & De Marco Jr P. (2016). Little effects of reduced-impact logging on insect communities in eastern Amazonia. *Environmental Monitoring and Assessment*, **188**, 1-20.

O'Neill R., Johnson A. & King, A. (1989). A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landscape Ecology*. **3**,193–205.

Oksanen J., Kindt R., Legendre P. & O'Hara B. (2007). The vegan package. Community ecology package. Available at: <http://www.R-project.org>.

Peck, D.V., Herlihy, A.T., Hill, B.H., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Klemm, D.J., Lazorchak, J.M., McCormick, F.H., Peterson, S.A., Ringold, P.L., Magee, T. & Cappaert, M.R., 2006. *Environmental Monitoring and Assessment Program—Surface Waters Western Pilot Study: field operations manual for wadeable streams*. EPA 600/ R-06/003. Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Peel M.C, Finlayson B.L & McMahon T.A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, **4**, 439–473.

- Perkin J.S. & Gido K.B. (2012). Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks. *Ecological Applications*, **22**, 2176–2187.
- Presley S.J., Willig M.R., Saldanha L.N., Wunderle Jr J.M. & Castro-Arellano I. (2009). Reduced-impact Logging has Little Effect on Temporal Activity of Frugivorous Bats (Chiroptera) in Lowland Amazonia. *Biotropica*, **41**, 369–378.
- Pusey B.J. & Arthington A.H. (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, **54**, 1–16.
- Putz F.E., Sist P., Fredericksen T. & Dykstra D. (2008). Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, **256**, 1427–1433.
- Putz F.E., Zuidema P.A., Synnott T., Peña-Claros M., Pinard M.A., Sheil D., Vanclay J.K., Sist P., Gourlet-Fleury S., Griscon B., Palmer J. & Zagt R. (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters*, **5**, 296–303.
- Ribeiro D.B., Freitas A.V. (2012). The effect of reduced-impact logging on fruit-feeding butterflies in Central Amazon, Brazil. *Journal of Insect Conservation*, **16**, 733–744.
- Sabogal C., Silva J.N.M., Zweede J., Pereira Júnior R., Barreto P. & Guerreiro C.A. (2000). *Diretrizes técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de terra firme na Amazônia Brasileira*. Embrapa Amazônia Oriental, Belém.
- Stanfield L.W. & Kilgour B.W. (2012). How proximity of land use affects stream fish and habitat. *River Research and Applications*, **29**, 891–905.
- Strahler A.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, **38**, 912–920.
- Taylor C.M. & Warren M.L.Jr. (2001). Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. *Ecology*, **82**, 2320–2330.
- Terra, B.D.F., Hughes R.M. & Araújo F.G. (2015). Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater Fish*, doi: 10.1111/eff.12231.

Uieda, V.S., Castro, R.M.C. (1999). Coleta e fixação de peixes de riachos. In: *Ecologia de Peixes de Riachos* (Eds E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, P.R. Peres-Neto). pp. 1-22. Série Oecologia Brasiliensis, Vol. VI. PPGE-UFRJ, Brasil.

van Kuijk M, Zagt RJ & Putz FE. 2009. Effects of certification on forest biodiversity. *Report commissioned by Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL)*. Wageningen: Tropenbos International.

Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 124 pp.

Vidal E., Viana V. & Batista J.L.F. (1998). Efeitos da exploração madeireira predatória e planejada sobre a diversidade de espécies na Amazônia oriental. *Revista Árvore (Impr.)*, **22**, 503–520.

Wantzen K. & Mol J. (2013). Soil erosion from agriculture and mining: a threat to tropical stream ecosystems. *Agriculture*, **3**, 660–683.

Watrin O.S. & Rocha A.M.A. (1992) Levantamento de vegetação natural e uso da terra no Município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/Landsat. EMBRAPA-CPATU, *Boletim de Pesquisa*, **124**, 8-38.

Zapala M.A. & Schork N.J. (2006). Multivariate regression analysis of distance matrices for testing associations between gene expression patterns and related variables. *Proceedings of the national academy of sciences*, **103**, 19430–19435.

Zapala, M. a., Schork, N. J. (2012) Statistical properties of multivariate distance matrix regression for high-dimensional data analysis. *Frontiers in Genetics*. **3**, 1–10.

Zar J.H. (2010) *Biostatistical analysis*. 5th edition, 944 p. Prentice-Hall. New Jersey.

Zuanon J., Bockmann F.A. & Sazima I. (2006). A remarkable sand-dwelling fish assemblage from central Amazonia, with comments on the evolution of psammophily in South American freshwater fishes. *Neotropical Ichthyology*, **4**, 107–118.



## Supporting Information

### Appendix S1

Streams sampled in the area owned by Cikel Brasil Verde Madeiras group, in Capim river basin, Eastern Pará, Brazil.

Sampled site (SS)	Geographic coordinate		Logged year
	Latitude (S)	Longitude (W)	
SS01	3° S 43' 53"	48° W 17' 06"	Unlogged
SS02	3° S 43' 39"	48° W 29' 05"	Unlogged
SS03	3° S 43' 56"	48° W 17' 24"	Unlogged
SS04	3° S 43' 24"	48° W 29' 17"	Unlogged
SS05	3° S 39' 11"	48° W 28' 30"	Unlogged
SS06	3° S 41' 56"	48° W 27' 54"	Unlogged
SS07	3° S 41' 49"	48° W 27' 50"	Unlogged
SS08	3° S 42' 40"	48° W 28' 24"	Unlogged
SS09	3° S 44' 48"	48° W 25' 54"	Unlogged
SS10	3° S 35' 30"	48° W 36' 22"	Unlogged
SS11	3° S 41' 16"	48° W 48' 54"	Unlogged
SS12	3° S 33' 04"	48° W 45' 11"	Unlogged
SS13	3° S 32' 45"	48° W 33' 32"	Unlogged
SS14	3° S 45' 17"	48° W 35' 20"	2007
SS15	3° S 45' 10"	48° W 35' 28"	2007
SS16	3° S 40' 48"	48° W 30' 00"	2008
SS17	3° S 40' 12"	48° W 30' 58"	2008
SS18	3° S 35' 44"	48° W 32' 42"	2008
SS19	3° S 40' 50"	48° W 39' 43"	2009
SS20	3° S 42' 13"	48° W 40' 26"	2009
SS21	3° S 43' 07"	48° W 42' 11"	2010
SS22	3° S 43' 23"	48° W 41' 42"	2010
SS23	3° S 36' 05"	48° W 44' 53"	2011
SS24	3° S 35' 33"	48° W 47' 13"	2011
SS25	3° S 34' 43"	48° W 46' 52"	2011
SS26	3° S 32' 45"	48° W 29' 53"	2001
SS27	3° S 31' 59"	48° W 48' 40"	2002

SS28	3° S 31' 51"	48° W 46' 58"	2002
SS29	3° S 39' 14"	48° W 36' 36"	2002
SS30	3° S 39' 55"	48° W 36' 00"	2002
SS31	3° S 42' 44"	48° W 34' 44"	2003
SS32	3° S 42' 34"	48° W 33' 43"	2003
SS33	3° S 42' 33"	48° W 33' 40"	2003
SS34	3° S 42' 19"	48° W 35' 46"	2004/2005
SS35	3° S 44' 23"	48° W 36' 00"	2006
SS36	3° S 44' 27"	48° W 36' 11"	2006

## Appendix S2

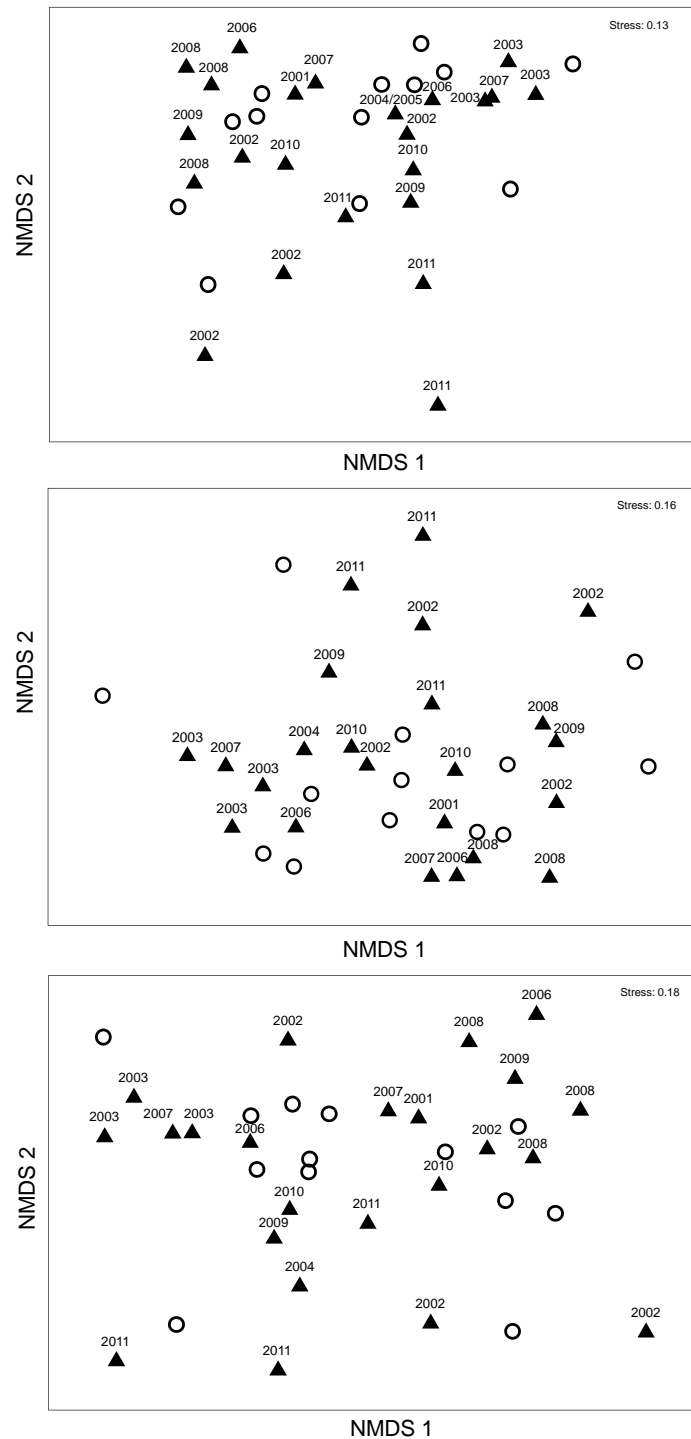
Fish species sampled in 36 streams located in the area owned by Cikel Brasil Verde Madeiras group, in Capim river basin, Eastern Pará, Brazil.

Taxon	Reference area	Logged area (RIL)	Total
<b>Characiformes</b>			
<b>Characidae</b>			
<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	2	1	3
<i>Bryconops</i> aff. <i>Caudomaculatus</i> (Günther, 1864)		1	1
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>belottii</i> (Steindachner, 1882)	83	117	200
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	19	17	36
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	2315	4254	6569
<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan, 1912	256	605	861
<i>Knodus</i> cf. <i>victoriae</i> (Steindachner, 1907)	1		1
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>comma</i> Eigenmann, 1908	1	6	7
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	2	7	9
<b>Crenuchidae</b>			
<i>Characidium</i> cf. <i>etheostoma</i>	13	48	61
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	1	24	25
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup, 1993	244	440	684
<b>Erythrinidae</b>			
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	235	243	478
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	9	18	27
<b>Gasteropelecidae</b>			
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	1		1
<b>Lebiasinidae</b>			

<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	48	236	284
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	16	27	43
<i>Pyrrhulina</i> aff. <i>brevis</i>	367	492	859
<b>Cyprinodontiformes</b>			
<b>Rivulidae</b>			
<i>Anablepsoides urophthalmus</i> Günther, 1866	118	222	340
<b>Gymnotiformes</b>			
<b>Gymnotidae</b>			
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758	1	5	6
<i>Gymnotus</i> cf. <i>coropinae</i> Crampton & Albert, 2003	89	109	198
<i>Gymnotus</i> sp.	45	43	88
<b>Hypopomidae</b>			
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 1	99	209	308
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 2 "pale yellow"		4	4
<i>Brachyhypopomus</i> sp. 3 "with dots"	1	10	11
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	3	12	15
<i>Microsternarchus</i> aff. <i>bilineatus</i> Fernández-Yépez, 1968	11	15	26
<b>Rhamphichthyidae</b>			
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu-Tân-Tuê, 1964	114	191	305
<b>Sternopygidae</b>			
<i>Eigenmannia</i> sp.		1	1
<i>Sternopygus macrurus</i> Bloch & Schneider, 1801	1		1
<b>Perciformes</b>			
<b>Cichlidae</b>			
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	85	103	188
<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i>	566	864	1430
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)		24	24
<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i>	31	76	107
<i>Crenicara</i> sp.	2		2
<i>Crenicichla</i> sp.	1		1
<i>Nannacara</i> cf. <i>taenia</i> Regan, 1912	9	108	117
<b>Siluriformes</b>			
<b>Auchenipteridae</b>			
<i>Tetranematichthys wallacei</i> Vari & Ferraris, 2006	1		1
<b>Callichthyidae</b>			
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	2	4	6
<i>Megalechis picta</i> (Muller & Troschel, 1848)	1		1
<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	1	1	2
<b>Cetopsidae</b>			
<i>Denticetopsis epa</i> Vari, Ferraris & de Pinna, 2005	5	5	10

<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	177	209	386
<b>Doradidae</b>			
<i>Acanthodoras cataphractus</i> Linnaeus, 1758	1		1
<b>Heptapteridae</b>			
<i>Mastiglanis cf. asopos</i> Bockmann, 1994		7	7
<i>Pimelodella</i> sp.	3	3	6
<i>Rhamdia muelleri</i> (Günther, 1864)	3	9	12
<b>Loricariidae</b>			
<i>Farlowella platoryncha</i> Retzer & Page, 1997		5	5
<b>Pseudopimelodidae</b>			
<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes 1840)	1	2	3
<b>Trichomycteridae</b>			
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	21	66	87
<i>Paracanthopoma</i> sp.	18	5	23
<i>Trichomycterus hasemani</i> (Eigenmann, 1914)	26	47	73
<b>Synbranchiformes</b>			
<b>Synbranchidae</b>			
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	4	19	23
<b>Total abundance</b>	<b>5,053</b>	<b>8,914</b>	<b>13,967</b>

### Appendix S3



Graphic representation of the non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS) of composition of fish assemblages: abundance data (upper panel), presence/absence (middle panel) and biomass (lower panel), sampled in the area owned by Cikel Brasil Verde Madeiras group, in Capim river basin, Eastern Pará, Brazil. Closed triangles (▲) represent streams in logged areas and open circles (○) represent streams in reference areas. The numbers above triangles represent different years of logging.

## Capítulo 2

### **Estrutura funcional das assembleias de peixes de riachos em áreas de exploração madeireira na Amazônia Oriental**

Artigo a ser submetido para revista *Conservation Biology*

Bruno da Silveira Prudente<sup>1,3</sup>, Paulo dos Santos Pompeu<sup>2</sup>, Luciano Fogaça de Assis Montag<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação de Zoologia (UFPA / MPEG), Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará - UFPA, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá. CEP 66075-110. Caixa postal, 479. Belém, Pará, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia de Peixes, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras - UFLA, CEP 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brasil.

<sup>3</sup> Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá. CEP 66075-110. Caixa postal, 479. Belém, Pará, Brasil.

## Resumo

A exploração madeireira é considerada uma das principais atividades responsável pelo desmatamento da Amazônia. Como estratégia para reduzir os danos causados por essa atividade, empresas têm substituído métodos de exploração convencional (EC) pela técnica de exploração de impacto reduzido (EIR), considerada uma importante estratégia para a manutenção da biodiversidade. No entanto, pouco se conhece sobre o real efeito dessa atividade na estrutura e funcionamento dos ecossistemas de riachos e suas comunidades biológicas. Nesse sentido o presente estudo objetivou avaliar o efeito dos diferentes métodos de exploração madeireira na estrutura funcional das assembleias de peixes. Foram amostrados 47 riachos pertencentes à bacia do rio Capim, sendo 13 em áreas não exploradas, 11 em áreas de EC e 23 em áreas de EIR. A estrutura do hábitat foi caracterizada com base em 19 variáveis ambientais, posteriormente comparadas entre os diferentes métodos de exploração. As assembleias de peixes foram amostradas utilizando rede de mão, com um esforço padronizado, e avaliadas quanto à composição e diferentes componentes da diversidade funcional baseado em 15 atributos funcionais, os quais foram posteriormente comparados entre os diferentes métodos de exploração madeireira e ao longo do gradiente temporal em áreas de EIR. Por fim uma análise RLQ seguida pelo método *fourth corner* foi utilizada para verificar possíveis relações entre a estrutura do hábitat e as características funcionais das assembleias de peixe. Ambos os métodos de exploração madeireira resultaram em alterações na estrutura do hábitat do riacho, sendo mais intensas em áreas de EC. Diferenças na composição das assembleias de peixes foram observadas somente entre riachos em áreas de EC quando comparados a riachos em áreas não exploradas e de EIR. No entanto, não foram detectadas diferenças nos componentes da diversidade funcional entre os tratamentos. As relações entre atributos funcionais e características do hábitat de riacho demonstraram que mudanças no hábitat associadas à presença da exploração madeireira, como a proximidade de distúrbio antrópico, perda de cobertura de dossel e redução do oxigênio dissolvido, foram relacionadas a atributos funcionais, como maior atividade natatória, que está associada a espécies com estratégias predominantemente generalistas. Contudo, alterações no hábitat não relacionadas à exploração madeireira, tais como vazão média e número de madeiras no leito também foram associadas a atributos funcionais referentes à biomassa e atividade natatória das assembleias de peixes. A alta riqueza taxonômica e redundância funcional observadas nas assembleias de peixes tropicais podem ter contribuído para a similaridade na diversidade funcional entre os tratamentos avaliados. A maior intensidade na alteração do hábitat em áreas de EC e a contribuição de variáveis ambientais afetadas por essa atividade, na estrutura funcional das assembleias de peixe, demonstram que a EIR pode ser uma importante estratégia para minimizar os danos na estrutura e funções das assembleias de peixes de riachos da Amazônia Oriental. Contudo, a EIR também afeta a estrutura do hábitat, mas pouco se conhece sobre os seus efeitos a longo prazo, reforçando a necessidade de monitoramento da estrutura do hábitat e da comunidade biológica em riachos que drenam áreas submetidas à exploração madeireira.

**Palavras-chave:** Ictiofauna, filtro ambiental, diversidade funcional, hábitat físico

## 1. Introdução

A exploração madeireira é considerada uma das principais responsáveis pelo desmatamento na Amazônia (Fearnside 2005). Além de seus efeitos resultante da retirada da vegetação nativa, ela também é considerada precursora de um processo conhecido como ocupação sequencial, que favorece o estabelecimento de atividades como pecuária e agricultura (Geist e Lambin 2001). Desde a década de 1970 essa exploração ocorre predominantemente sem um planejamento prévio e sem se preocupar com a capacidade de resiliência das florestas, sendo comumente descrita como exploração convencional (EC). No entanto, a partir do ano 2000, o manejo florestal sustentável passou a ser incentivado através do Programa Nacional de Florestas (PNF), buscando conciliar o uso e a conservação das florestas brasileiras. Simultaneamente, a pressão do mercado externo por produtos florestais certificados, fez com que empresas adotassem o modelo de exploração sugerido pelo Conselho de Manejo Florestal (FSC – *Forest Stewardship Council*) denominado exploração de impacto reduzido (EIR).

A EIR seja considerada um método eficiente na manutenção e regeneração das florestas tropicais, quando comparada à EC (Vidal et al. 2016). De maneira menos evidente, a EIR também parece minimizar os efeitos negativos sobre a biodiversidade terrestre dessa região (Putz et al. 2012), contudo, ainda há muitas discussões sobre o real efeito desse método sobre a biodiversidade (Kormos & Zimmerman 2012; Bicknel et al. 2015). Em ecossistemas aquáticos, a EIR tem causado importantes mudanças na estrutura do hábitat de riachos, as quais são menos evidentes ao avaliar a estrutura das assembleias de peixes (Dias et al. 2010; Prudente et al., 2016) e macro invertebrados (Nogueira et al. 2016). No entanto, tais estudos avaliaram predominantemente aspectos estruturais dessas assembleias, ignorando muitas das diferenças ecológicas entre os organismos, as quais são fundamentais uma vez que a resposta de uma espécie esta diretamente relacionada com seus requerimentos e tolerâncias (Diaz & Cabido 2001; Hooper et al. 2002).

A utilização de “grupos funcionais” em estudos relacionados a ecossistemas de riachos foi inicialmente proposta por Cummins (1973) para compreender as relações tróficas entre macro invertebrados aquáticos. Posteriormente, Vannote et al. (1980), através do conceito de rio contínuo, avaliou características funcionais das espécies para compreender a estruturação das comunidades biológicas ao longo do gradiente longitudinal dos rios. No entanto, somente a partir do início do século XX o termo diversidade funcional se popularizou como um aspecto fundamental da biodiversidade. A diversidade funcional avalia a variação de características ecológicas das espécies que por



sua vez participam do funcionamento do ecossistema (Tilman 2001; Petchey & Gaston, 2002; 2006). Desde então, medidas da diversidade funcional vêm sendo aprimoradas e amplamente utilizadas em estudos de comunidades biológicas e na avaliação do efeito de distúrbios sobre a estrutura e funcionamento de ecossistemas (Mouillot et al. 2013).

Conceitos ecológicos como o modelo do hábitat ("*habitat template*" - Southwood 1977; Poff & Ward 1990) e o de paisagem como um filtro ambiental na estruturação das comunidades biológicas ("*landscape filtering*" – Poff 1997) demonstram que a estrutura e funcionalidade das comunidades biológicas nesse sistema é fortemente influenciada por mudanças na estrutura e dinâmica do hábitat físico, as quais estão diretamente relacionadas a estrutura da bacia de drenagem como um todo. Nesse sentido, alterações no hábitat físico de riachos atuam como novos filtros ambientais que afetará negativamente espécies com características fenotípicas não adaptadas a essas novas condições (Teresa & Casatti 2012; Colzani et al. 2013; Buisson et al. 2013).

Em peixes de riachos tropicais a avaliação da diversidade funcional tem permitido identificar importantes mudanças em processos ecossistêmicos que decorrem tanto de variações naturais (Pease et al. 2012; Carvalho & Tejerina-Garro 2015) como de alterações antropogênicas (Cruz et al. 2013; Casatti et al. 2015, Teresa e Casatti 2017). Mudanças na estrutura do hábitat, tais como perda de vegetação ripária, assoreamento e diminuição na disponibilidade de abrigos, têm resultado em assembleias de peixes funcionalmente redundantes, com o predomínio de espécies onívoras e/ou detritívoras, com tamanho corporal reduzido, habitando predominantemente a coluna d'água e com uma maior tolerância à hipóxia (Teresa & Casatti 2012; Cruz et al. 2013; Casatti et al. 2015).

Considerando a contribuição da exploração madeireira como atividade modificadora da estrutura das paisagens ao longo das bacias de drenagem e seus efeitos sobre o hábitat de riachos, o presente estudo teve como objetivo avaliar como as alterações na estrutura florestal resultante da exploração madeireira convencional (EC) e de impacto reduzido (EIR) afetam a estrutura do hábitat de riacho e conseqüentemente a diversidade funcional das assembleias de peixe desses ambientes na Amazônia Oriental. Em função de alterações resultantes da exploração madeireira, tais como perda de cobertura vegetal e a presença de trilhas de arraste e estradas secundárias, mais intensas em áreas de EC, nós acreditamos que riachos que drenam áreas de exploração madeireira apresentam modificações na estrutura do hábitat de riacho, registrando uma menor

diversidade funcional resultante do predomínio de espécies com características ecológicas mais generalistas.

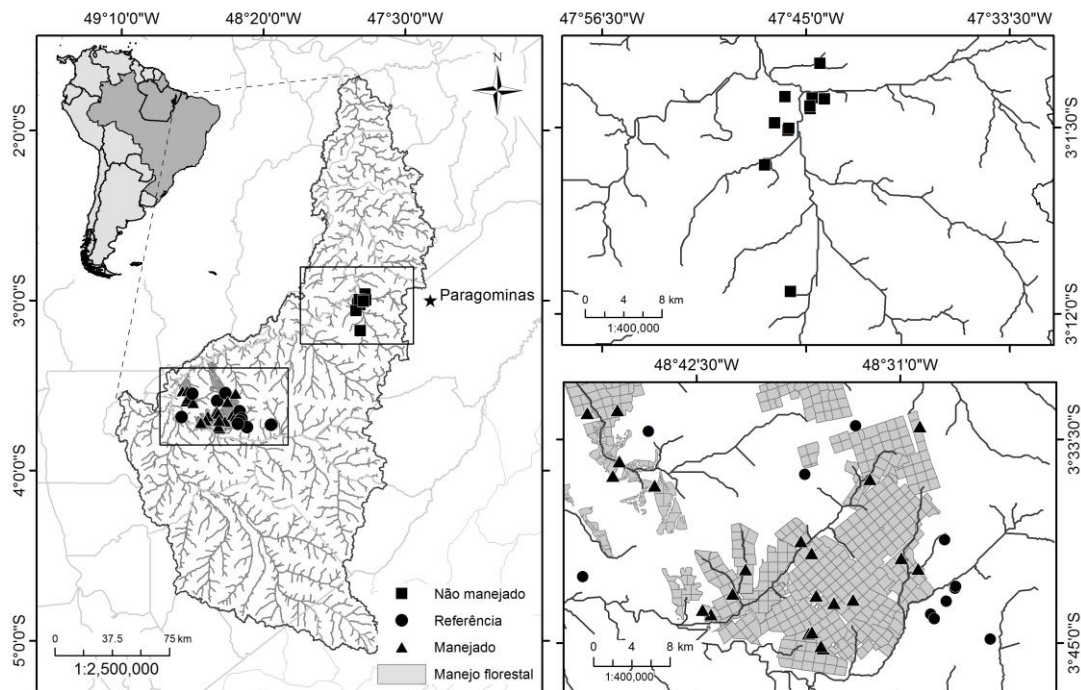
## 2. Material e métodos

### 2.1 Área de estudo

O presente estudo foi conduzido em um trecho médio da bacia do rio Capim entre os pontos 03° 42' 33"S/48° 33' 40"W e 02° 57' 56"S/47° 44' 12"W, no município de Paragominas, Amazônia Oriental, Pará, Brasil (Figura 1). Parte das áreas estudadas pertencem ao grupo Cikel Brasil Verde Madeiras, que possui uma área florestada de aproximadamente 209.000 ha representada por um mosaico de florestas íntegras e florestas sujeitas à exploração madeireira através do método de exploração de impacto reduzido (EIR). O manejo florestal nessa região encontra-se certificado pelo *Forest Stewardship Council* - FSC desde 2001, totalizando 16 anos de atividade. Contudo, no presente estudo foram amostrados somente áreas exploradas entre os anos de 2001 a 2011. Também foram selecionadas, na mesma bacia de drenagem, áreas submetidas à exploração madeireira convencional (EC). Embora a EC seja permitida em caso de supressão de florestas para uso alternativo do solo ou explorações florestais não comerciais realizadas em propriedades rurais ou por populações tradicionais como previsto na legislação brasileira (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012), durante as expedições de campo apenas a EC tinha ocorrido nessas áreas.

As áreas manejadas encontram-se subdivididas em unidades de produção anual (UPAs) com tamanhos que variam de 2.000 a 5.000 ha. Cada UPA possui um ciclo de corte de 35 anos e fornece um volume médio explorado de aproximadamente  $25\text{m}^3.\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ , representando aproximadamente três árvores por hectare no ano. Além da certificação FSC o manejo florestal na área ocorre de acordo com o código florestal brasileiro, que dentre outras medidas, determina a manutenção de uma Área de Preservação Permanente (APP) com 30m de extensão, a partir da margem de cursos d'água. Nesta mesma área, foram selecionados riachos em florestas não exploradas e sem evidências de qualquer tipo de alteração antrópica. Estes locais incluem áreas consideradas de alto valor para conservação, áreas de reserva legal ou que simplesmente ainda não entraram no ciclo de exploração.

A região possui uma topografia que varia de plana a suavemente ondulada, com vegetação do tipo ombrófila densa submontana (Veloso et al. 1991). O clima na região é do tipo tropical úmido, pertencente ao subtipo climático “Af” segundo a classificação de Köppen adaptada por Peel et al. (2007), com estação seca bem definida entre os meses de agosto e outubro. A temperatura média anual é de 27°C, com uma precipitação média anual de 1.800 mm (Watrin & Rocha 1992; Sist & Ferreira 2007). A área estudada é delimitada a noroeste pelo rio Capim e ao sul pelo rio Surubiju, os quais possuem como afluentes inúmeros riachos de pequeno porte.



**Figura 1.** Localização dos 47 riachos amostrados ao longo da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. Círculos (●) representam riachos localizados em áreas não exploradas, triângulos (▲) representam riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR), pertencentes ao grupo Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda, e quadrados (■) representam riachos localizados em área de exploração convencional (EC).

## 2.2 Desenho amostral

Foram amostrados 47 riachos de primeira e segunda ordem de acordo com a classificação de Strahler (1957), localizados na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil. Dentre os riachos amostrados, 13 encontram-se em áreas com predomínio de

vegetação nativa e ausência de exploração madeireira (áreas não exploradas), 23 em áreas de exploração madeireira de impacto reduzido (EIR) e 11 em áreas de exploração madeireira convencional - EC) (Figura 1).

Em cada riacho foi definido um trecho amostral de 150 m de acordo com o manual de operação de campo para riachos, proposto por Peck et al. (2006), adaptado por Callisto et al. (2014) para avaliação de riachos tropicais. Em cada trecho amostral foram definidas dez seções transversais equidistantes, nomeadas de A a K no sentido jusante montante, resultando assim em dez seções longitudinais onde foram mensuradas variáveis ambientais e realizada a amostragem das assembleias de peixe. A coleta de dados ocorreu durante o período de estiagem, entre os meses de agosto e outubro dos anos de 2012, 2013 e 2014. A escolha do período de coleta foi realizada para evitar alterações na estrutura do hábitat físico dos riachos, bem como na estrutura das assembleias de peixe resultante da variação sazonal observada nesses ambientes (Frissell et al. 1986; Espírito-Santo et al. 2009).

Os riachos não foram selecionados ao longo das bacias de drenagem de acordo com a disposição espacial dos diferentes métodos de exploração madeireira na paisagem. Contudo, todos os riachos pertencem à mesma ecorregião proposta para ecossistemas aquáticos continentais (Abell 2008) e foram considerados como sendo influenciados pelo mesmo *pool* regional de espécies.

## **2.3 Coleta de dados**

### **2.3.1 Variáveis ambientais**

Foram mensuradas 19 variáveis ambientais, escolhidas com base na sua capacidade preditora em relação as assembleias de peixes de riacho, considerando informações disponíveis na literatura (Dias et al. 2010; Allard et al. 2015; Datry et al. 2016). As variáveis ambientais mensuradas foram: profundidade média do talvegue (linha de maior profundidade no leito de um rio) (XDEPTH\_T), largura molhada média (XWIDTH), média da razão largura por profundidade (XWD\_RAT), porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED), porcentagem de bancos de folhas (PCT\_CL), diâmetro médio do substrato (Dgm), heterogeneidade do fluxo (FLOW\_H), densidade média do dossel no meio do canal (XC DENMID), densidade média do dossel na margem do canal (XC DENBK), cobertura média do dossel (XC), cobertura média total (XCMG), proporção média de solo exposto nas margens (XGB), proporção média de

abrigo natural para peixe (XFC\_NAT), proporção do número de madeiras grandes no canal (CWD;  $\geq 0,1$  m de diâmetro e  $\geq 1,5$  m de comprimento), índice de proximidade de distúrbio antrópico (W1\_HALL), vazão média (FLOW\_X), potencial hidrogeniônico da água (pH), Condutividade da água (Cond.,  $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ) e oxigênio dissolvido (DO). Uma descrição detalhada sobre como essas variáveis foram mensuradas pode ser encontrada em Prudente et al. (2016). As siglas das variáveis foram mantidas em inglês para uma maior coerência em relação ao primeiro capítulo dessa tese, o qual já se encontra escrito na língua inglesa.

### **2.3.2 Assembleias de peixes**

Os espécimes foram coletados utilizando duas redes de mão (peneiras) com 75 cm de diâmetro e 2 mm de malha entre nós opostos. Este método foi aplicado tanto nas margens como no substrato existente no leito dos riachos, acessando a maioria dos micro-habitats existentes, sendo considerado como uma técnica eficiente para estimar a estrutura das assembleias de peixes (Uieda & Castro 1999). O esforço amostral empregado foi de 18 minutos para cada seção longitudinal, totalizando três horas de amostragem por riacho (Prudente et al. 2016). Os espécimes coletados foram submetidos a doses letais de anestésico (Eugenol), fixados em formalina 10% e após 48 horas, transferidos para álcool 70% onde permaneceram preservados. Em laboratórios os espécimes foram triados, identificados até o menor nível taxonômico possível e pesados em balança digital com precisão de 0,001 g.

A amostragem dos espécimes foi realizada sob a autorização de coleta número 4681–1 concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), através do Sistema de Autorização em e Informação em Biodiversidade (SISBio). O material coletado encontra-se no Laboratório de Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Pará (LABECO/UFGPA). Uma parcela desse material será destinada à Coleção Ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Pará, Brasil.

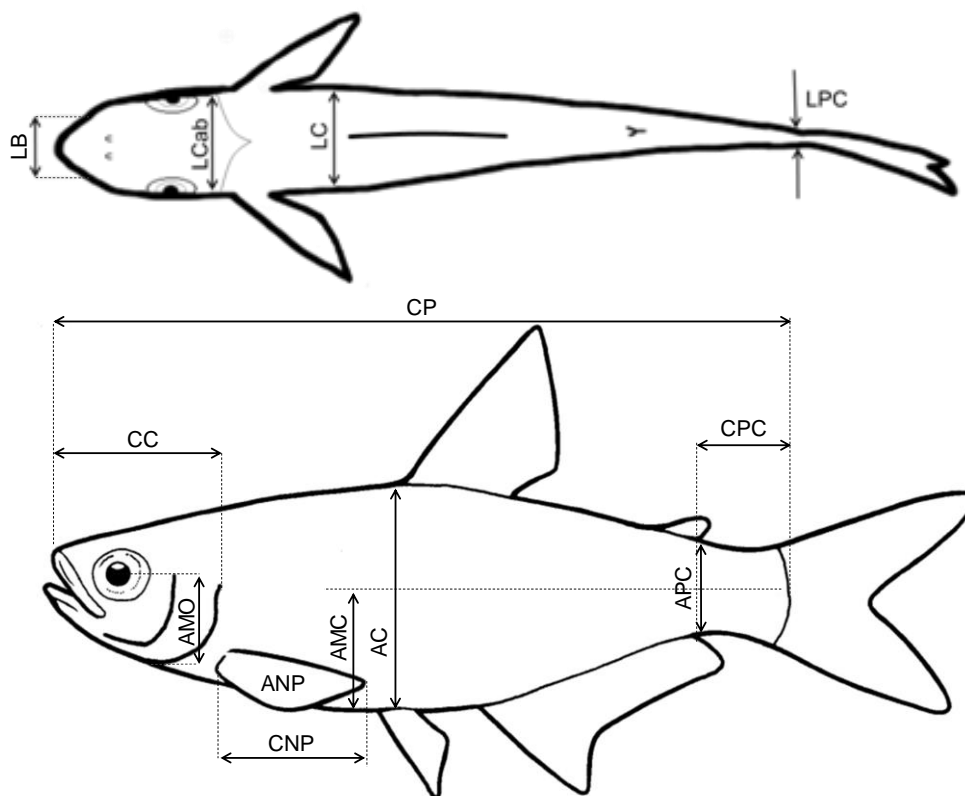
### **2.4 Obtenção dos atributos funcionais**

Foram mensurados 15 atributos funcionais relacionados a funções chaves das assembleias de peixe de riacho: dieta, uso do habitat, período de atividade e história de vida. Onze desses atributos foram obtidos com base em características morfológicas, posteriormente convertidas em razões, cujas interpretações funcionais encontram-se bem descritas na literatura (Webb 1984; Gatz 1979; Winemiller 1991), e são amplamente

utilizadas em estudos de ecologia funcional de peixes (Villegger et al. 2010; Bordignon et al. 2015) (Figura 2; Tabela 1). Por exemplo, altos valores da razão entre altura máxima e largura máxima do corpo indicam peixes que habitam ambientes com um fluxo predominantemente lântico (Watson & Balon 1984).

Para obtenção dos atributos ecomorfológicos foram selecionados cinco indivíduos adultos de cada espécie, evitando assim possíveis variações nos dados associados a variações ontogenéticas das espécies. Em caso de dimorfismo sexual acentuado, como observado em *Pyrrhulina brevis*, *Copella arnoldi* e *Crenuchus spilurus*, tais atributos foram mensurados apenas em espécimes fêmeas. Os espécimes foram medidos utilizando paquímetro digital com precisão de 0,1 mm. As medidas de área foram obtidas a partir do contorno das estruturas sobre um papel milimetrado, posteriormente escaneado e mensurado através do *software* ImageJ<sup>®</sup> (Schneider et al. 2012). Devido à ausência de muitas das características morfológicas mensuradas, a espécie *Synbranchus marmoratus* foi desconsiderada nas análises referentes à estrutura funcional das assembleias.

Também foi mensurada a biomassa média de cada espécie, obtida pela razão entre a biomassa total e abundância total das mesmas. Adicionalmente, as espécies foram classificadas quanto ao seu grupo trófico, período de atividade (diurno, noturno ou crepuscular) e a presença ou ausência de cuidado parental. Tais informações foram obtidas através de literatura especializada (Brejão et al. 2013) e banco de dados *on-line* (Froese & Pauly 2016). Para definição dos grupos tróficos, além dos dados de literatura especializada, foi utilizada uma adaptação da classificação dos grupos tróficos definidos por Leal (2015), que resultaram da análise do conteúdo estomacal de peixes de riacho amostrados em riachos da bacia do rio Capim (dados não publicados). Tais grupos foram definidos de acordo com a predominância dos itens alimentares em: insetívoro alóctone (IAlo - que se alimentam de insetos de origem terrestre), insetívoro autóctone (IAut - Insetos de origem aquática), insetívoro geral (IGer - Insetos de origem terrestre e aquática), onívoro (ONI - itens de origem animal e vegetal), perifitívoro (PER- perifíton), detritívoro (DET - matéria orgânica com micro-organismos associados), piscívoro/carnívoro não insetívoro (CAR - que se alimentam predominantemente de peixes e crustáceos) e hematófago (HEM - grupo exclusivo da espécie *Paracanthopoma* sp.).



**Figura 2.** Medidas lineares e áreas, mensuradas para o cálculo dos atributos funcionais. Comprimento padrão (CP), altura do corpo (AC), altura média do corpo (AMC), largura máxima do corpo (LC), comprimento do pedúnculo caudal (CPC), altura do pedúnculo caudal (APC), largura do pedúnculo caudal (LPC), comprimento da cabeça (CC), largura da cabeça (LCab), altura média do olho (AMO), largura da boca (LB), comprimento da nadadeira peitoral (CNP) e área da nadadeira peitoral (ANP).

**Tabela 1.** Atributos funcionais obtidos através da morfologia das espécies de peixes de riachos de terra firme da Amazônia Oriental. Para o significado das siglas utilizadas na medição dos atributos ver Figura 1.

Caracteres	Como medir	Significado
Índice de compressão	$IC=AC/LC$	Altos índices estão associados com peixes lateralmente maiores que habitam ambientes com fluxo mais lentos (Watson & Balon 1984).
Índice de achatamento ventral	$IAV=AMC/AC$	Baixos índices estão associados com peixes com um elevado hidrodinamismo e uma maior associação a ambientes de fundo (Watson & Balon 1984).
Altura relativa	$AR=AC/CP$	Inversamente relacionado com o hidrodinamismo ao ambiente e diretamente relacionado com a capacidade de movimentação vertical (Gatz 1979).
Índice de compressão do pedúnculo caudal	$ICPC = APC/LP$	Pedúnculos mais largos indicam indivíduos com menor capacidade de natação e com pouca manobrabilidade (Gatz 1979).
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	$CRP = CPC/CP$	Peixes com pedúnculo caudal longo são considerados bons nadadores, possuindo maior adaptabilidade a ambientes com fluxos rápidos, mas não necessariamente nectônicos, uma vez que alguns loricariídeos também apresentam pedúnculo caudal longo para propulsões em curta distância (Watson & Balon 1984; Winemiller 1991).
Comprimento relativo da cabeça	$CRC = CC/CP$	Peixes com maior comprimento relativo da cabeça são capazes de alimentar-se de presas relativamente grandes, onde maiores valores têm sido observados em espécies predominantemente piscívoras (Gatz 1979; Winemiller 1991; Willis et al. 2005).



Largura relativa da boca	$LRB = LB/LC$	Valores elevados indicam peixes com a capacidade de alimentar-se de presas relativamente grandes, onde maiores valores têm sido observados em espécies predominantemente piscívoras (Gatz 1979; Winemiller 1991; Ward-Campbell et al. 2005).
Orientação da boca	OB = Ângulo formado entre o plano tangente para ambos os lábios e o plano perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.	Os valores serão convertidos para radianos. Altos valores indicam espécies bentofágicas (Gatz 1979). A orientação da boca indica em que parte do hábitat o peixe obtém seu alimento. Por exemplo, peixes com bocas ventrais alimentam-se de presas que se encontram no fundo (Gatz 1979).
Área relativa da nadadeira peitoral	$ARNP = ANP/ATC$	Valores altos indicam nadadores lentos que utilizam as nadadeiras peitorais para realizar manobras, ou peixes que habitam águas rápidas e que as utilizam para se manterem firmemente aderidos ao substrato (Watson & Balon 1984).
Aspecto proporcional da nadadeira peitoral	$APNP = (CNP)^2/ANP$	Valores elevados indicam nadadeiras compridas e estreitas, típicas de peixes pelágicos, que nadam constantemente (Wainwright et al. 2002).
Posição dos olhos	$PO = AMO/AC$	A posição dos olhos está relacionada com a preferência de hábitats verticais (Gatz, 1979); valores elevados indicam olhos localizados dorsalmente, típico de peixes bentônicos (Watson & Balon 1984).

---

## 2.5 Análise de dados

As variáveis ambientais foram devidamente padronizadas, de forma a apresentarem média 0 e variância igual a 1, e avaliadas quanto à multicolinearidade através de uma correlação de *Spearman*. No caso de variáveis correlacionadas ( $r_s > |0,60|$ ,  $p < 0,05$ ) foram excluídas aquelas com menor capacidade preditiva sobre a estrutura das assembleias de peixes de riachos tropicais, baseado em informações da literatura. As variáveis mantidas para análise foram submetidas a uma análise de componente principal (PCA) baseada em uma matriz de distância euclidiana. A escolha dos eixos da PCA foi realizada através do modelo de *Broken-Stick*, mantendo-se para interpretação somente os eixos cujos valores de *eigenvalue* observados são maiores do que os valores gerados pelo modelo (Jackson 1993). Em cada eixo selecionado, foram mantidas para interpretação somente as variáveis com *loadings* acima de 0,6.

Diferenças na estrutura do hábitat físico dos riachos entre áreas não exploradas e sujeitas a diferentes métodos de exploração madeireira foram testadas através de uma Análise de Variância Multivariada Permutacional Pareada (PERMANOVA), com os valores de significância obtidos através de um teste de Monte Carlo com 10.000 aleatorizações (Anderson 2001). Esta análise foi realizada no software PRIMERv6.1.11<sup>®</sup> (Clarke & Gorley 2006) em conjunto com o pacote PERMANOVA+ (Anderson 2008).

Para avaliação da composição das assembleias de peixes os valores de abundância foram logaritmizados ( $\log_{x+1}$ ) para obtenção de uma matriz de similaridade baseada na distância de *Bray-curtis* e submetidos a uma Análise de Escalonamento Multidimensional não Métrica (NMDS). Esta análise calcula a distorção ou stress entre a matriz de similaridade e o agrupamento obtido na representação gráfica, fornecendo assim uma medida de confiabilidade da ordenação para interpretação da mesma (Clarke & Warwick 2001). Uma PERMANOVA pareada também foi utilizada para testar a hipótese nula de que essa composição não difere entre áreas não exploradas e áreas sob diferentes métodos de exploração madeireira (EC e EIR).

Os atributos funcionais quantitativos foram padronizados para que os mesmos contribuíssem igualmente no cálculo dos componentes da diversidade funcional. Posteriormente, esses atributos foram submetidos a uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), baseada em uma matriz de dissimilaridade criada a partir da generalização da

distância de Gower proposta por Pavoine et al. (2009). A distância de Gower foi utilizada por possibilitar a obtenção de uma matriz de distância a partir de uma matriz contendo tanto variáveis quantitativas como qualitativas (Podani & Schmera 2006). Para a obtenção dos índices de diversidade funcional, utilizou-se uma matriz composta pelos eixos da PCoA. Foram escolhidos para compor essa matriz, os eixos cuja somatória ultrapassasse 90% da explicação da matriz original de atributos funcionais, o que resultou na escolha dos seis primeiros eixos que representaram 93,95% da variação dos atributos funcionais.

A diversidade funcional das assembleias de peixe foi avaliada através dos seguintes descritores: riqueza funcional (FRic), regularidade funcional (FReg), divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis), que foram obtidos através de um espaço funcional multidimensional definidos pelos eixos da PCoA, sintetizando os atributos funcionais (Villéger et al. 2008; Villéger et al. 2010). A riqueza funcional (FRic) representa o espaço funcional ocupado pelas assembleias, medido através do volume de planos convexos gerado pela distribuição das espécies nesse espaço funcional multidimensional (Villéger et al. 2008). A regularidade funcional (FReg) descreve a regularidade com que a abundância está distribuída no espaço funcional, bem como a regularidade da distribuição das espécies no espaço funcional. A divergência funcional (FDiv) representa o quanto as espécies se distanciam da distância média do centroide, ponderadas pela abundância, e a maneira como essa abundância relativa encontra-se distribuída no espaço multidimensional em relação ao centroide. Baixos valores de FDiv são encontrados quando as espécies mais abundantes possuem atributos funcionais ordenados próximos ao centroide do espaço funcional (Mouchet et al. 2010). Por fim, a dispersão funcional (FDis) representa a distância média de cada espécie em relação ao centroide do espaço multifuncional, considerando a abundância relativa das mesmas (Laliberté & Legendre 2010). Altos valores de FDis indicam assembleias com espécies funcionalmente distintas. Os índices citados acima foram obtidos através dos pacotes FD (Laliberté et al. 2010) utilizando o software R (R Development Core Team, 2015).

Após a obtenção dos índices de diversidade funcional, os mesmos foram avaliados quanto às premissas estatísticas de normalidade e homocedasticidade e comparados entre áreas não exploradas e os diferentes métodos de exploração madeireira através de uma análise de variância de um fator (ANOVA *one-way*), seguida pelo teste *a posteriori* de Tukey (Zar

2010). Possíveis variações nos componentes da diversidade funcional em relação ao gradiente temporal de exploração (2001 a 2011), observado em áreas de EIR, foram avaliadas através de um modelo de regressão simples tendo os anos de exploração como variável preditora e os valores dos componentes da diversidade como variáveis resposta. As análises acima foram realizadas considerando um nível de significância de 0.05.

A relação entre as variáveis ambientais mensuradas e os atributos funcionais das assembleias foi avaliada através da análise RLQ (Dolédec et al. 1996), seguida pela análise de *fourth-corner* (Legendre et al. 1997; Dray et al. 2014). Tais análises consistem em uma técnica multivariada que permite a ordenação simultânea das matrizes ambiental (R), de composição (L) e de atributos funcionais (Q), na qual os descritores ambientais e atributos funcionais são correlacionados com base na ordenação da matriz de composição. Inicialmente as matrizes ambientais (R) e de atributos funcionais (Q) foram devidamente padronizadas e ordenadas através da Análise de Componente Principal (PCA) e Análise de Correspondência (CA) para matrizes com dados mistos, respectivamente. A matriz de composição, foi logaritmicada e submetida a uma Análise de Coordenada Principal (PCoA). Posteriormente a RLQ gerou uma matrix de coinércia entre os escores obtidos das matrizes R e Q (Dolédec et al. 1994) ponderada pelos escores obtidos da matriz L, permitindo assim verificar possíveis relações entre os atributos funcionais e as variáveis ambientais.

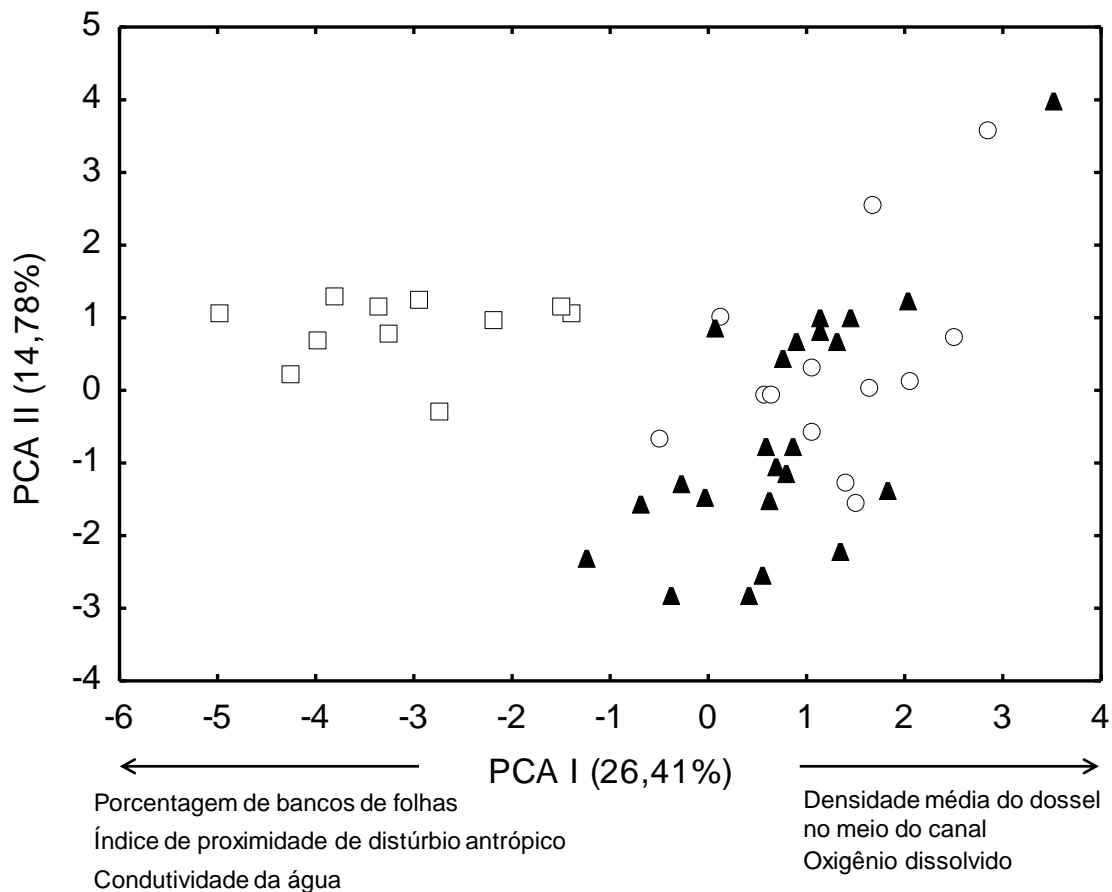
Por fim, a relações entre atributos funcionais e características do hábitat de riacho foi testada através da análise *fourth-corner* seguida por um teste de Monte Carlo baseado em 10.000 aleatorizações, a qual permitiu a comparação par a par entre os atributos e as variáveis ambientais mensuradas. As análises acima foram realizadas através do pacote *ade4* do *software R* (R Development Core Team 2015).

### **3. Resultados**

Dentre as variáveis ambientais que caracterizaram o hábitat físico dos riachos, valores de correlação acima de 0,6 foram registrados entre densidade média do dossel no meio do canal (XCDENMID) e densidade média do dossel na margem (XCDENBK) ( $r_s = 0,88$ ), seguido pela correlação entre largura molhada média (XWIDTH) e vazão média (FLOW\_X) ( $r_s = 0,68$ ), e entre profundidade média do talvegue (XDEPTH\_T) e as variáveis largura molhada média (XWIDTH) e média da razão largura por profundidade (XWD\_RAT) (ambas

com  $r_s = 0,66$ ). Foram mantidas para análises as variáveis densidade média do dossel no meio do canal (XC DENMID), profundidade média do talvegue (XDEPTH\_T) e vazão média (FLOW\_X).

De acordo com o critério de parada de *Broken-Stick*, apenas o primeiro eixo da PCA foi selecionado para interpretação da mesma. O eixo selecionado explicou 26,41% da variação dos dados, sendo positivamente influenciado pelas variáveis densidade média do dossel no meio do canal (XC DENMID) e oxigênio dissolvido (DO), e negativamente influenciado pelas variáveis porcentagem de bancos de folhas (PCT\_CL), índice de distúrbio antrópico (W1\_HALL) e condutividade da água (Cond.,  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (Figura 3, Tabela 2). De acordo com a PERMANOVA, a estrutura do hábitat dos riachos diferiu entre os tratamentos analisados ( $pseudo-F = 7,83$ ;  $p < 0,01$ ). Na comparação par a par áreas não exploradas diferiram tanto de áreas de EIR ( $t = 1,72$ ;  $p < 0,01$ ) como de áreas de EC ( $t = 3,33$ ;  $p < 0,01$ ), com áreas de EC também diferindo de áreas de EIR ( $t = 3,44$ ;  $p < 0,01$ ) (Figura 3).

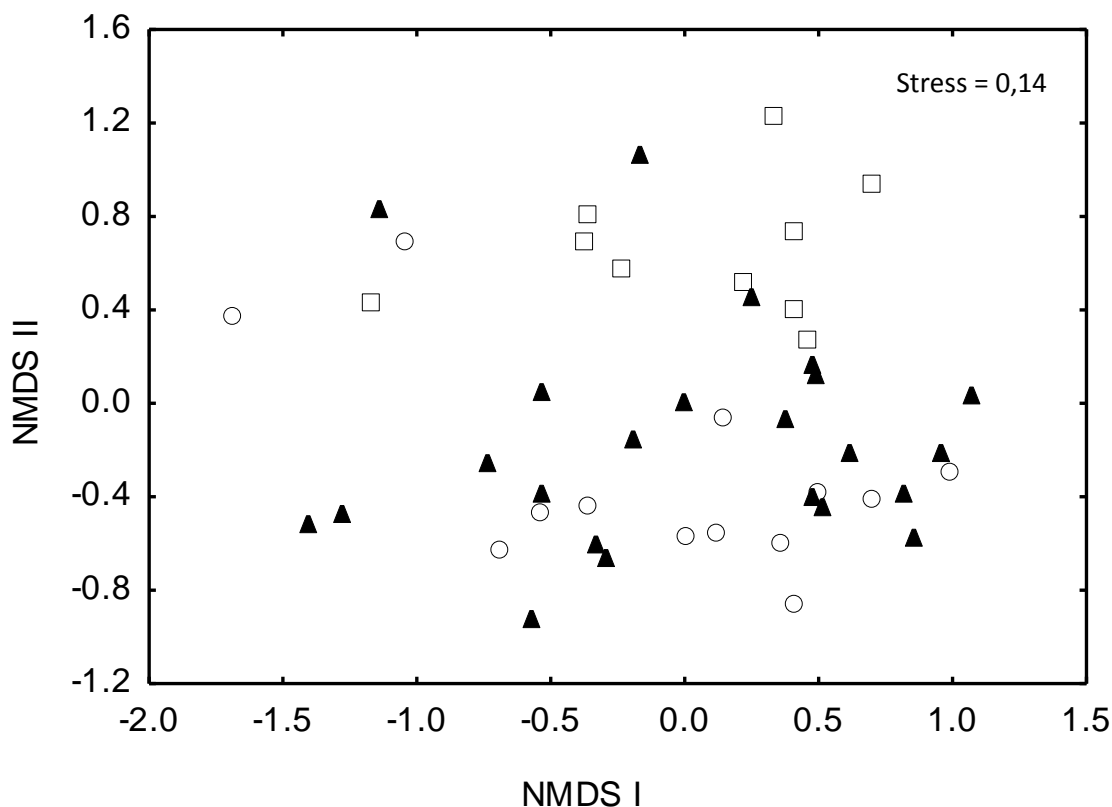


**Figura 3.** Ordenação gerada através da Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com as variáveis ambientais mensuradas em riachos da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil. Quadrado vazado (□) representa riachos localizados em áreas de exploração convencional (EC), círculo vazado (○), riachos localizados e áreas não exploradas e triângulo preenchido (▲) riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR).

**Tabela 2.** Apresentação do eixo retido para interpretação da Análise de Componentes Principais (PCA). Em negrito, encontram-se os valores de *loading* retidos para interpretação dos eixos.

Variáveis ambientais	Eixo I	Eixo II
Profundidade média do talvegue (XDEPTH_T)	0,27	-0,75
Porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED)	-0,10	-0,68
Porcentagem de bancos de folhas (PCT_CL)	<b>-0,76</b>	0,21
Diâmetro médio do substrato (Dgm)	0,40	-0,14
Heterogeneidade do fluxo (FLOW_H)	0,33	-0,49
Densidade média do dossel no meio do canal (XCENMID)	<b>0,78</b>	-0,46
Cobertura média do dossel (XC)	0,59	0,19
Cobertura média total (XCMG)	-0,05	0,49
Proporção média de solo exposto nas margens (XGB)	0,23	0,08
Proporção média de abrigo natural para peixe (X_NAT)	0,20	0,14
Proporção do número de madeiras grandes no canal (CWD)	0,38	0,35
Índice de proximidade de distúrbio antrópico (W1_HALL)	<b>-0,86</b>	-0,22
Vazão média (FLOW_X)	0,43	-0,49
Potencial hidrogeniônico da água (pH)	0,01	0,09
Condutividade da água (Cond)	<b>-0,77</b>	-0,09
Oxigênio dissolvido (DO)	<b>0,63</b>	-0,12
% de Explicação	26,41	14,78
<i>Eigenvalue</i>	3,96	2,21
<i>Broken-Stick</i>	3,24	2,28

Foram identificadas 57 espécies pertencentes a 22 famílias e seis ordens. Characiformes foi a ordem com maior número de espécies (n = 20; 35,1%), com uma riqueza variando (s.var) de 3 a 13, seguida por Siluriformes (n = 17; 28,9%; s.var = 1-8), Gymnotiformes (n = 11; 19,3%; s.var = 1-6), Perciformes (n = 7; 12,3%; s.var = 1-5), Synbranchiformes e Cyprinodontiformes (ambos com n = 1; 1,8%, s.var = 0-1). Em áreas não exploradas, foram registradas 47 espécies, das quais *Acanthodoras cataphractus*, *Carnegiella strigata*, *Crenicichla regani*, *Knodus cf. victoriae*, *Megalechis picta* e *Tetranematichthys wallacei* foram exclusivas desse tratamento. Em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR), foi amostrado um total de 45 espécies, das quais *Brachyhypopomus* sp. "claro", *Bryconops aff. caudomaculatus* e *Mastiglanis cf. asopos* foram exclusivas. Por fim, em áreas de exploração convencional (EC) foram registradas 42 espécies, das quais *Curimatopsis crypticus*, *Gladioglanis conquistador*, *Hoplerythrinus unitaeniatus* e *Rineloricaria* sp. foram exclusivas. Diferenças na composição de espécies foram registradas entre os tratamentos como um todo (pseudo-F = 4,54; p > 0,01). Na comparação par-a-par essa diferença foi evidenciada somente entre áreas não exploradas e áreas de EC (t = 2,67; p > 0,01) e entre áreas de EIR e EC (t = 2,66; p > 0,01), não diferindo entre riachos de áreas não exploradas e áreas de EIR (t = 0,84; p = 0,61) (Figura 4).



**Figura 4.** Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) baseada na composição das assembleias de peixes de riachos da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil. Quadrado vazado (□) representa riachos localizados em áreas de exploração convencional (EC), círculo vazado (○), os riachos localizados em áreas não exploradas e triângulo preenchido (▲) riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR).

Não foram evidenciadas diferenças na diversidade funcional entre áreas não exploradas e áreas com diferentes métodos de exploração. Variações nos componentes da diversidade funcional também não se mostraram relacionadas com o gradiente temporal de exploração observado em áreas de EIR (Tabela 3).

**Tabela 3.** Variação dos componentes da diversidade funcional em assembleias de peixes de riachos localizados em áreas não exploradas e com diferentes métodos de exploração madeireira, bem como entre os diferentes anos de exploração em áreas de exploração de impacto reduzido



localizadas na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, DP = desvio padrão, gl = grau de liberdade,  $R^2$  = coeficiente de determinação,  $\alpha$  = coeficiente linear,  $\beta$  = coeficiente angular.

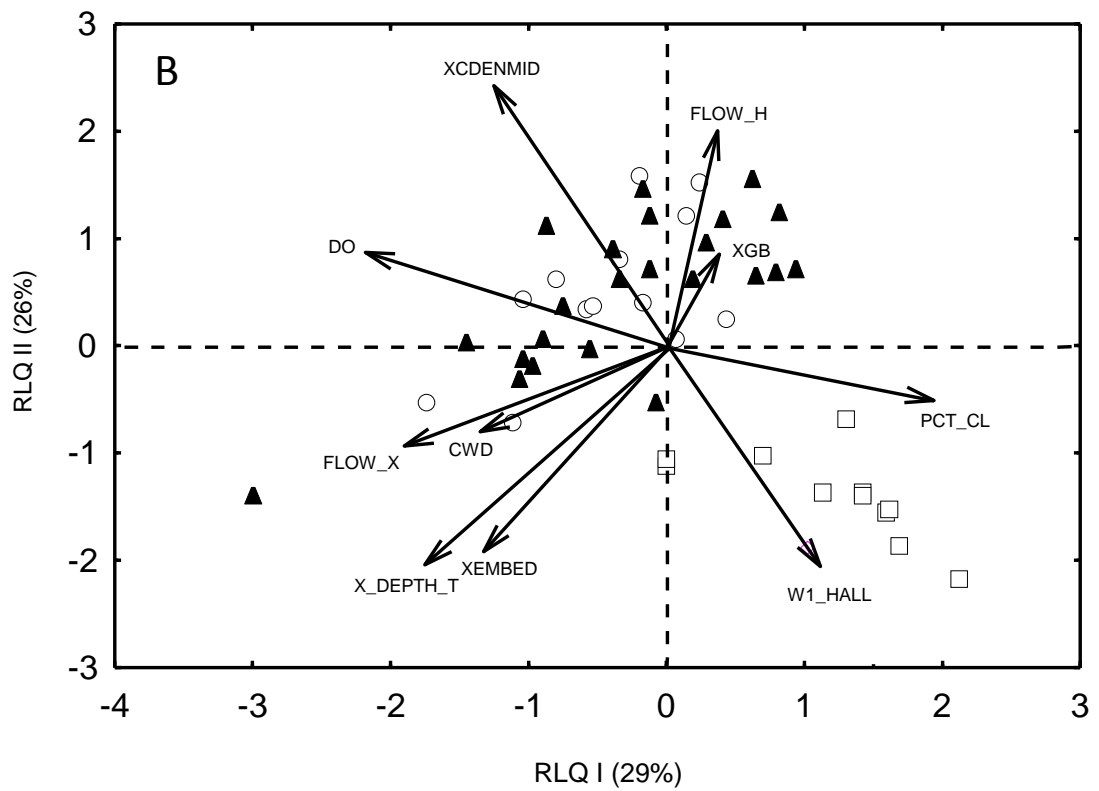
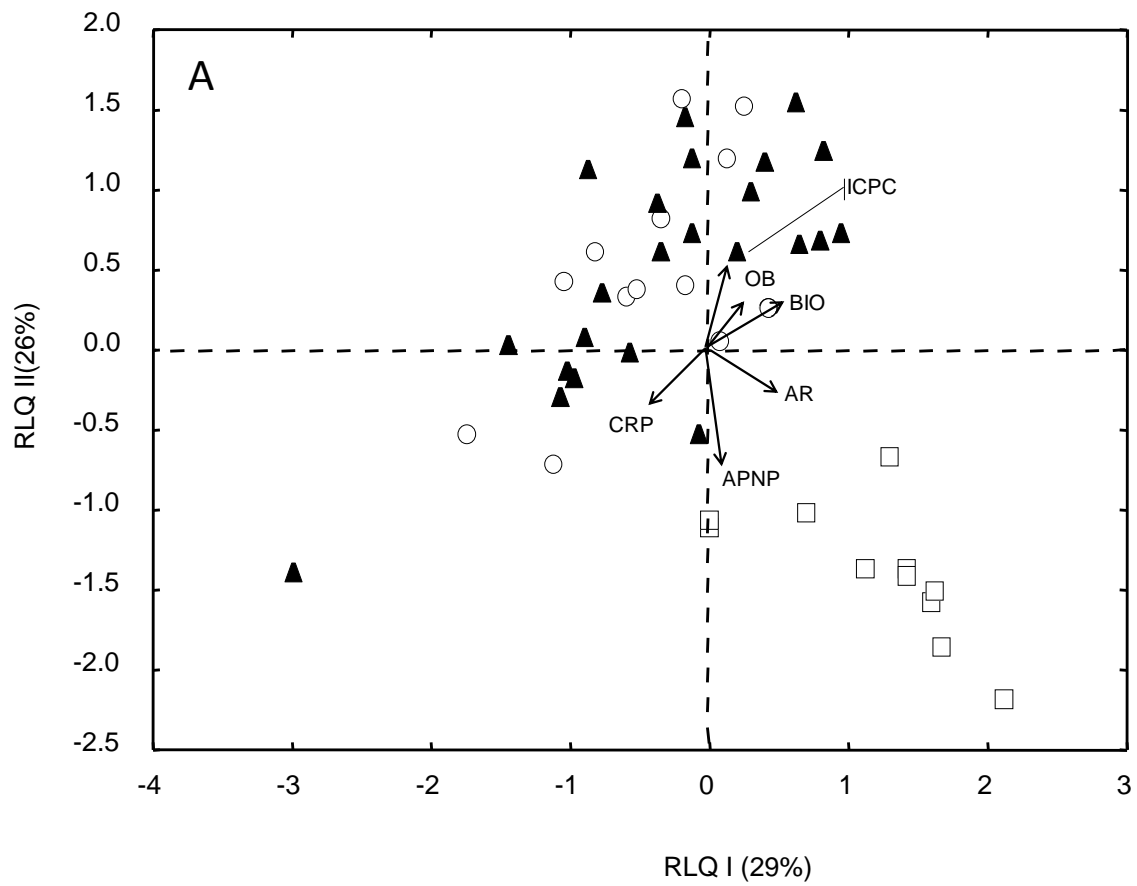
Diversidade Funcional		Não explorado	EIR	EC	ANOVA			Regressão simples			
					F	gl	p	$R^2$	$\alpha$	$\beta$	p
Riqueza Funcional (FRic)	Média	0,07	0,06	0,14	2,44	2	0,09	0,08	0,006	-12,1	0,18
	DP	0,10	0,07	0,12							
Regularidade Funcional (FEve)	Média	0,72	0,67	0,67	1,61	2	0,20	0,03	0,004	-9,31	0,36
	DP	0,10	0,09	0,08							
Divergência Funcional (FDiv)	Média	0,91	0,91	0,89	1,09	2	0,34	0,02	-0,001	4,45	0,50
	DP	0,03	0,04	0,08							
Dispersão Funcional (FDis)	Média	0,28	0,27	0,26	1,53	2	0,22	0,11	0,000	-1,70	0,62
	DP	0,02	0,03	0,03							

O primeiro e segundo eixo resultante das ordenações geradas pela RLQ explicaram 29% e 26% respectivamente da variação dos dados na relação entre atributos funcionais e variáveis ambientais (Figura 5). Na análise *fourth-corner*, as variáveis ambientais com maior influência na estrutura funcional das assembleias de peixes foram: profundidade média do talvegue (XDEPTH\_T), porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED), porcentagem de bancos de folhas (PCT\_CL), heterogeneidade do fluxo (FLOW\_H), densidade média do dossel no meio do canal (XC DENMID), proporção média de solo exposto nas margens (XGB), proporção do número de madeiras grandes no canal (CWD), índice de proximidade com distúrbio antrópico (W1\_HALL), vazão média (FLOW\_X) e oxigênio dissolvido (DO).

O atributo funcional altura relativa (AR) foi positivamente relacionado com a porcentagem de bancos de folhas (PCT\_CL;  $p = 0,02$ ) e negativamente com o oxigênio dissolvido (DO;  $p = 0,03$ ). O comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPC) foi positivamente relacionado com as variáveis porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED;  $p = 0,04$ ), proporção do número de madeiras grandes no canal (CWD;  $p = 0,04$ ) e vazão média (FLOW\_X;  $p = 0,02$ ). O atributo índice de compressão do pedúnculo caudal foi (ICPC) foi positivamente relacionado à heterogeneidade do fluxo (FLOW\_H;  $p = 0,03$ ) e negativamente relacionado com a porcentagem do substrato submerso

em sedimento fino (XEMBED;  $p = 0,02$ ). O atributo orientação da boca (OB) foi negativamente relacionado com a porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED;  $p = 0,03$ ). O atributo biomassa foi positivamente relacionado com a porcentagem de bancos de folhas (PCT\_CL;  $p = 0,04$ ) e negativamente relacionado com a vazão média (FLOW\_X;  $p = 0,03$ ).

Por fim, o atributo aspecto proporcional da nadadeira peitoral (APNP), que possui maior valor em espécies com maior atividade natatória, foi o que apresentou maior relação com as variáveis ambientais analisadas. O atributo foi positivamente relacionado com a porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED;  $p = 0,03$ ) e com o índice de proximidade de distúrbio antrópico (W1\_HALL;  $p = 0,02$ ), e negativamente relacionado com heterogeneidade do fluxo (FLOW\_H;  $p = 0,04$ ), densidade média do dossel no meio do canal (XCDENMID;  $p < 0,01$ ) e proporção média de solo exposto nas margens (XGB;  $p = 0,03$ ) (Tabela 4; Material Suplementar S01).



**Figura 5.** Ordenação das unidades amostrais geradas através da análise de RLQ, e sua relação com os atributos funcionais (A) e com as variáveis ambientais (B) representadas por vetores. Quadrado vazado ( $\square$ ) representa riachos localizados em áreas de exploração convencional (EC), círculo vazado ( $\circ$ ), os riachos localizados em áreas não exploradas e triângulo preenchido ( $\blacktriangle$ ) riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR). XEMBED = porcentagem do substrato submerso em sedimento fino, FLOW\_H = heterogeneidade do fluxo, XCENMID = densidade média do dossel no meio do canal, XGB = proporção média de solo exposto nas margens, CWD = proporção do número de madeiras grandes no canal e W1\_HALL = índice de proximidade de distúrbio antrópico, PCT\_CL = porcentagem de bancos de folhas, XDEPTH\_T = profundidade média do talvegue, FLOW\_X = vazão média, DO = oxigênio dissolvido. ICPC = índice de compressão do pedúnculo caudal, BIO = biomassa, AR = altura relativa, CRP = comprimento relativo do pedúnculo caudal, OB = orientação da boca, APNP = aspecto proporcional da nadadeira peitoral.

**Tabela 4.** Relação entre os atributos funcionais e as variáveis ambientais evidenciadas pela análise *fourth-corner*, em 47 riachos da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. Apenas resultados com relações significativas ( $p < 0,05$ ) foram apresentados abaixo. A lista completa dessas relações pode ser encontrada no Material Suplementar (S01) do presente estudo.

Atributos Funcionais	Variáveis ambientais	Estatística	Valor	p
Altura relativa (AR)	Porcentagem de bancos de folhas (PCT_CL)	r	2,17	0,02
	Oxigênio dissolvido (DO)	r	-2,12	0,03
Comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPC)	Porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED)	r	1,93	0,04
	Proporção do número de madeiras grandes no canal (CWD)	r	2,09	0,04
	Vazão média (FLOW_X)	r	2,31	0,02
Índice de compressão do pedúnculo caudal (ICPC)	Porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED)	r	-2,19	0,02

	Heterogeneidade do fluxo (FLOW_H)	r	2,08	0,03
	Porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED)	r	2,00	0,03
	Heterogeneidade do fluxo (FLOW_H)	r	-1,94	0,04
Aspecto proporcional da nadadeira peitoral (APNP)	Densidade média do dossel no meio do canal (XCDENMID)	r	-2,70	0,00
	Proporção média de solo exposto nas margens (XGB)	r	-2,04	0,03
	Índice de proximidade de distúrbio antrópico (W1_HALL)	r	2,25	0,02
Orientação da boca (OB)	Porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED)	r	-2,03	0,03
	Profundidade média do talvegue (XDEPTH_T)	r	-2,41	0,01
Biomassa	Porcentagem de bancos de folhas (PCT_CL)	r	2,00	0,04
	Vazão média (FLOW_X)	r	-2,12	0,03

#### 4. Discussão

A presença da exploração madeireira na bacia do rio Capim resultou em importantes mudanças nas características do habitat físico dos riachos, sendo mais evidentes em áreas de EC. Diferenças na estrutura das assembleias de peixes também foram observadas em áreas EC, diferindo de áreas não exploradas e de EIR. Embora uma parte dos atributos funcionais tenha evidenciado relações com variáveis ambientais afetadas pela exploração madeireira, essas não afetaram a diversidade funcional das assembleias de peixes, que não diferiu entre os tratamentos avaliados. A presença de associação entre atributos funcionais e características do habitat não afetadas pela exploração madeireira evidencia a influência que a heterogeneidade natural desses ambientes ao longo da bacia de drenagem exerce sobre a estruturação funcional das assembleias de peixes (Oliveira et al. 2012; Carvalho & Tejerina-Garro 2015).

Na bacia Amazônica, alterações na estrutura da paisagem resultantes de atividades antrópicas, como a perda de cobertura florestal, têm levado a importantes alterações na estrutura do hábitat de riachos (Leal et al. 2016) que, por sua vez, também atuam como filtros ambientais na estrutura funcional das assembleias de peixes (Bordignon et al. 2015). No presente estudo, as principais alterações na estrutura do hábitat dos riachos ocorreram em áreas de exploração convencional (EC), onde foi registrada uma maior proximidade de distúrbios antrópicos, perda de cobertura de dossel e aumento na porcentagem de bancos de folhas no canal. Também foram observadas mudanças nas características físico-químicas da água, como o aumento na condutividade elétrica e diminuição do oxigênio dissolvido. Embora menos evidente, a estrutura do hábitat também diferiu entre riachos em áreas não exploradas e aqueles em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR). Além das alterações citadas, riachos em áreas de EIR também tem afetado a estrutura do hábitat de riachos através da redução na disponibilidade de abrigos naturais, aumento da porcentagem de substrato submerso por sedimento fino, diminuição da profundidade e aumento na temperatura da água (Prudente et al. 2016).

Alterações no hábitat de riachos foram evidenciadas em áreas de exploração convencional na Amazônia colombiana (Bojsen & Barriga 2002), onde a perda de cobertura de dossel foi a principal mudança observada. Em áreas de EIR na Amazônia Central, além da perda de cobertura vegetal, os riachos apresentaram uma perda de micro-hábitats associada ao aumento de sedimento no leito, atribuído, dentre outros fatores, à presença de estradas secundárias que cruzam com corpos d'água de pequeno porte e contribuem para o maior aporte de sedimentos (Dias et al. 2010). Em ambos os métodos de exploração madeireira, observa-se uma perda de árvores não destinadas ao corte, bem como da estrutura de suas copas, a qual é duas vezes maior em áreas de EC do que em áreas de EIR (Johns et al. 1996; Schulze & Zweede 2006). Hierarquicamente, essa perda de vegetação ao longo das micro-bacias afeta negativamente a estrutura da vegetação ripária e contribui para uma maior abertura no dossel dos riachos (Méndes-Toribio 2014; Leal et al. 2016). Consequentemente alterações na vegetação ripária estão diretamente relacionadas a características físico-químicas da água dos riachos, resultando no aumento na condutividade elétrica e redução nas taxas de oxigênio dissolvido (Fernandes et al. 2014). Nesse sentido, sugerimos que o fato de

riachos em áreas de EC apresentarem uma maior distinção na estrutura do hábitat esteja relacionado à presença de modificação mais intensa na paisagem.

No presente estudo, a presença de alterações mais intensas no hábitat físico de riachos em áreas de EC também refletiu na composição das assembleias de peixes, que diferiram apenas entre áreas não exploradas e de EC. A perda de cobertura de dossel dos riachos em áreas de EC parece ter contribuído com um aumento da produtividade autóctone desses sistemas, favorecendo o estabelecimento de espécies como *Rineloricaria* sp., que possui hábito alimentar pastador (Brejão et al. 2013), assim como o aumento de matéria orgânica para o estabelecimento do detritívoro *Curimatopsis crypticus*, ambas exclusivas desse tratamento. A contribuição de *Copella arnoldi* e *Microcharacidium weitzmani* na dissimilaridade de composição das assembleias de peixes entre riachos em áreas não exploradas e áreas de EC também se mostrou diretamente relacionada à estrutura do hábitat. O aumento de banco de folhas favorece espécies criptobióticas como *M. weitzmani*, além de favorecer a formação de micro-hábitats lânticos utilizados por espécies como *C. arnoldi* (Carvalho et al. 2007).

A diversidade funcional das comunidades biológicas também tem se mostrado uma importante ferramenta para avaliação dos efeitos de alterações antrópicas sobre os ecossistemas naturais. De um modo geral, essas modificações alteram filtros ambientais existentes e afetam negativamente espécies com características funcionais não adaptadas às novas condições (Mouillot et al. 2013). Corroborando a hipótese acima, a maioria dos riachos tropicais afetados por distúrbios antrópicos tem evidenciado uma maior redundância funcional das assembleias de peixes do que riachos não afetados por distúrbios, com predominância de espécies com características funcionais que indicam estratégias generalistas (Bordignon et al. 2015; Casatti et al. 2015). No entanto, ao avaliar riachos a nível de mesohábitats, Teresa e Casatti (2012) evidenciaram uma maior diversidade funcional das assembleias de peixes em riachos que drenam áreas de pastagem e com ausência de vegetação arbórea ao longo das zonas ripárias. Segundo estes autores, os resultados obtidos foram relacionados ao fato de riachos em áreas alteradas apresentarem novos recursos alimentares como algas e perifíton, e ao surgimento de novos micro-hábitats resultantes da presença de vegetação herbácea ao longo das margens.

No presente estudo, a similaridade na diversidade funcional das assembleias de peixes entre riachos de áreas não exploradas e sujeitas a diferentes métodos de exploração madeireira pode estar associada a menor intensidade de distúrbios provocados por esta atividade, quando comparada à agricultura e pecuária, uma vez que ela não exige a supressão total da vegetação. A alta riqueza de espécies observada na bacia amazônica, atribuída ao complexo histórico evolutivo e aos mecanismos ecológicos observados na região (Albert & Reis 2011, Reis et al. 2016), também pode ter contribuído para a similaridade na diversidade funcional entre os tratamentos. De acordo com Cilleros et al. (2016), em riachos amazônicos as assembleias de peixes apresentam turnover taxonômico maior que turnover de características funcionais, demonstrando que o processo de dispersão limitada, exemplificado por Mayer et al. (2013), tem uma contribuição maior na estruturação das assembleias de peixes que o processo de filtros ambientais. Para organismos terrestres, áreas com alta diversidade taxonômica têm apresentado uma maior redundância funcional do que áreas com baixa diversidade taxonômica (Fonseca & Granade 2001; Hidasi-Neto et al. 2015) que, por sua vez, favorece a manutenção dessa diversidade em caso de perda de espécies ou alteração na composição das assembleias (Gallagher et al. 2013, Hidasi-Neto et al. 2012).

Além da alta riqueza de espécies, o complexo histórico evolutivo e os mecanismos ecológicos observado na bacia amazônica (Albert & Reis 2011) também contribuem para o alto número de espécies raras na ictiofauna desse sistema (Hercos et al. 2013), as quais representam uma importante contribuição na diversidade funcional das assembleias de peixes (Leitão et al. 2016) e podem contribuir para minimizar o efeito de distúrbios antrópicos sobre essa diversidade. Apesar disso, no presente estudo, alterações na estrutura do hábitat de riachos observadas em áreas de exploração madeireira, como perda de cobertura de dossel e diminuição do oxigênio dissolvido, estiveram relacionadas a assembleias de peixes compostas por espécies com maior atividade natatória, a uma menor altura relativa do corpo, e ao comportamento alimentar bentófago, baseado na posição da boca. Esse padrão reforça a hipótese de que a presença de distúrbios antrópicos ao longo dos riachos tende a favorecer funções relacionadas a estratégias generalistas (Mouillot et al. 2013, Casatti et al. 2015).

O fato de as mudanças no hábitat físico serem mais evidentes em riachos em áreas de EC demonstra que o manejo florestal, realizado através da EIR, pode ser uma alternativa para minimizar o efeito da exploração madeireira na estrutura taxonômica e funcional das



assembleias de peixes desses ambientes. No entanto, é importante ressaltar que a EIR também afeta o hábitat físico de riachos e, até o presente momento, não se tem informação acerca do efeito dessas alterações em longo prazo, como no caso de um segundo ciclo de corte.

## 5. Referências

Abell R, Thieme ML, Revenga C, Bryer M, Kottelat M, Bogutskaya N, Coad B, Mandrak N, Balderas SC, Bussin W, Stiassny MLJ, Skelton P, Allen GR, Unmack P, Naseka A, Rebecca NG, Sindorf N, Robertson J, Armijo E, Higgins JV, Heibel TJ, Wikramanayake E, Oslo D, Lópes HL, Reis RE, Lundberg JG, Peres MHS, Petry P. 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* **58**: 403-414.

Albert JS, Carvalho TP, Petry P, Holder MA, Maxime EL, Espino J, Corahua I, Quispe R, Rengifo B, Ortega H, Reis RE. 2011. Aquatic biodiversity in the Amazon: habitat specialization and geographic isolation promote species richness. *Animals* **1**: 205-241

Allard L, Popée M, Vigouroux R, Brosse S. 2016. Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquatic Sciences* **78**: 315-325.

Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Anderson MJ. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* **26**: 32–46.

Bicknell JE, Struebig MJ, Davies ZG. 2015. Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. *Journal of Applied Ecology* **52**: 379–388.

Bojsen BH, Barriga R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology* **47**: 2246–2260.

Bordignon CR, Casatti L, Pérez-Mayorga MA, Teresa FB, Bregão GL. 2015. Fish complementarity is associated to forests in Amazonian streams. *Neotropical Ichthyology*, **13**: 579-590.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF.

Bregão GL, Gerhard P, Zuanon J. 2013. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology* **11**: 361-373.

Buisson L, Grenouillet G, Villéger S, Canal J, Laffaille P. 2013. Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Global Change Biology* **19**: 387-400.

Callisto M, Alves CBM, Lopes JM, Castro MA. 2014. Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidroelétricos. Cemig, Belo Horizonte, Brazil.

Carvalho LN, Zuanon J, Sazima I, 2007. Natural history of Amazon fishes. Pages 1-32. In Del Claro K, Oliveira PS, Rico-Gray V, Ramirez A, Barbosa AAA, Bonet A, Scarano FR, Consoli FL, Garzon FJM, Nakajima JN, Costello JA, Vinicius M. Editors. *Encyclopedia of Life Support System*, Oxford: Eolss Publishers & UNESCO.

Carvalho RA, Tejerina-Garro FL. 2015. Relationships between taxonomic and functional components of diversity: implications for conservation of tropical freshwater fishes. *Freshwater Biology* **60**: 1854-1862.

Carvalho RA, Tejerina-Garro FL. 2015. The influence of environmental variables on the functional structure of headwater stream fish assemblages: a study of two tropical basins in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology* **13**: 349-360.

Casatti L, Teresa FB, de Oliveira Zeni J, Ribeiro MD, Bregao, GL, Ceneviva-Bastos M. 2015. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environmental management* **55**: 1300-1314.

Cilleros K, Allard L, Grenouillet G, Brosse S. 2016. Taxonomic and functional diversity patterns reveal different processes shaping European and Amazonian stream fish assemblages. *Journal of Biogeography* **43**: 1832-1843.

Clarke KR, Gorley RN. 2006. *Primer v6: user manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Clarke KR, Warwick RM. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Biological Laboratory, Plymouth, UK.

Colzani E, Siqueira T, Suriano MT, Roque FO. 2013. Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic Forest. *Biotropica* **45**: 343-350.

Cruz BB, Miranda LE, Cetra M. 2013. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecology of Freshwater Fish* **22**: 607-616.

Cummins KW. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* **18**: 183-206.

Datry T, Moya N, Zubieta J, Oberdorff T. 2016. Determinants of local and regional communities in intermittent and perennial headwaters of the Bolivian Amazon. *Freshwater Biology*. DOI:10.1111/fwb.12706.

Dias MS, Magnusson WE, Zuanon J. 2010. Effects of Reduced-Impact Logging on Fish Assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology* **24**: 278-286.

Diaz S, Cabido M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* **16**: 646-655.

Dolédec S, Chessel D, Ter Braak CJF, Champely S. 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics* **3**: 143-166.

- Dolédec S, Chessel D. 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species–environment relationships. *Freshwater biology* 31: 277-294.
- Dray S, Choler P, Doledec S, Peres-Neto PR, Thuiller W, Pavoine S, ter Braak CJ. 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* **95**: 14-21.
- Espírito-Santo HMV, Magnusson WE, Zuanon J, Mendonça FP, Landeiro VL. 2009. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. *Freshwater Biology* **54**: 536–548.
- Fearnside PM. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. *Megadiversidade* **1**: 113-123.
- Fernandes JDF, de Souza AL, Tanaka MO. 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia* **724**: 175-185.
- Fonseca CR, Ganade G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* **89**: 118-125.
- Frissell CA, Liss WJ, Warren CE, Hurley MD. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental management* **10**: 199-214.
- Froese R, Pauly D. 2015. FishBase. <http://www.fishbase.org>. (accessed 10.07.2016).
- Gallagher RV., Hughes L, Leishman MR 2013. Species loss and gain in communities under future climate change: consequences for functional diversity. *Ecography* **36**: 531-540.
- Gatz AJ Jr. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies on Zoology and Botany*, **21**: 91-124.
- Geist HJ, Lambin EF. 2001. What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence.

Pages 1-111, Land-Use and Land-Cover Change (LUCC), Report Series; 4, Ciaco Printshop, Belgium.

Hercos AP, Sobansky M, Queiroz HL, Magurran AE. 2013. Local and regional rarity in a diverse tropical fish assemblage. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **280**: 2012 - 2076.

Hidasi-Neto J, Barlow J, Cianciaruso MV. 2012. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation* **15**: 407-415.

Hidasi-Neto J, Loyola R, Cianciaruso MV. 2015. Global and local evolutionary and ecological distinctiveness of terrestrial mammals: identifying priorities across scales. *Diversity and Distributions* **21**: 548-559.

Jackson DA. 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* **74**: 2201-2214.

Johns JS, Barreto P, Uhl C. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest ecology and management* **89**: 59-77.

Junqueira NT, Macedo DR, Souza RCRD, Hughes RM, Callisto M, Pompeu PS. 2016. Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales. *Neotropical Ichthyology* **14**: 611-620.

Kormos CF., Zimmerman BL. 2014. Response to Putz et al., Sustaining Conservation Values in Selectively Logged Tropical Forests: The Attained and the Attainable. *Conservation Letter* **7**: 143–144.

Laliberté E, Legendre P, Shipley B, Laliberté ME. 2010. Package 'FD'. Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology.

Laliberté E, Legendre P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* **91**: 299-305.

Leal CG. 2015. Multiscale anthropogenic impacts on stream condition and fish assemblages in Amazonian landscapes. Pages 1-224, Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras, 2015.

Leal CG, Pompeu PS, Gardner TA, Leitão RP, Hughes RM, Kaufmann PR, Zuanon J, de Paula FR, Ferraz FB, Thomson JR, Nally RM, Ferreira J, Barlow J. 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology* **31**: 1725-1745.

Leitão RP, Zuanon J, Villéger S, Williams SE, Baraloto C, Fortunel C, Mendonça FP, Mouillot D. 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **283**: 20160084.

Legendre P, Galzin R, Harmelin-Vivien ML. 1997. Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* **78**:547–562.

Méndez-Toribio M, Zermeno-Hernández I, Ibarra-Manríquez G. 2014. Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. *Plant ecology* **215**: 285-296.

Mouchet MA, Villegger S, Mason NW, Mouillot D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* **24**: 867-876.

Mouillot D, Graham NA, Villéger S, Mason NW, Bellwood DR. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution* **28**: 167-177.

Myers JA, Chase JM, Jiménez I, Jørgensen PM, Araujo-Murakami A, Paniagua-Zambrana N, Seidel R. 2013. Beta-diversity in temperate and tropical forests reflects dissimilar mechanisms of community assembly. *Ecology letters*, **16**: 151-157.

Nogueira DS, Calvão LB, Montag LFA, Juen L, De Marco Jr. P. 2016. Little effects of reduced-impact logging on insect communities in Eastern Amazonia. *Environmental Monitoring and Assessment* **188**: 1-20

Oliveira JM, Segurado P, Santos JM, Teixeira A, Ferreira MT, Cortes RV. 2012. Modelling stream-fish functional traits in reference conditions: regional and local environmental correlates. *PloS one*, 7: e45787.

Pavoine S, Vallet J, Dufour AB, Gachet S, Daniel H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* **118**: 391–402.

Pease AA, González-Díaz AA, Rodiles-Hernández ROCÍO, Winemiller KO. 2012. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology* **57**: 1060-1075.

Peck DV, Herlihy AT, Hill BH, Hughes RM, Kaufmann PR, Klemm DJ, Lazorchak JM, McCormick FH, Peterson SA, Ringold PL, Magee T, Cappaert MR. (2006). Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters: Western Pilot Study Field Operations Manual for Wadeable Streams. EPA/620/R-06/003, USEPA, Washington, D.C.

Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA. 2007. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* **4**: 439 - 473.

Perkin JS, Gido KB. 2012. Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks. *Ecological Applications* **22**: 2176-2187.

Petchey OL, Gaston KJ 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* **5**: 402-411.

Petchey OL, Gaston KJ. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, **9**: 741-758.

Podani J, Schmera D. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos* **115**: 179-185.

Poff NL, Ward JV. 1990. Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental management*, **14**: 629-645.

Prudente BS, Pompeu PS, Juen L, Montag LFA. 2016. Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology*. DOI: 10.1111/fwb.12868.

Pusey BJ, Arthington AH, 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* **54**: 1–16.

Putz FE, Zuidema PA, Synnott T, Peña-Claros M, Pinard MA, Sheil D, Vanclay JK, Sist P, Gourlet-Fleury S, Griscon B, Palmer J, Zagt R. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* **5**: 296–303.

R Core Team. 2015. R: a language and environment for statistical computing. In R Foundation for Statistical Computing. Vienna: Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Reis, R.E., Albert, J.S., Di Dario, F., Mincarone, M.M., Petry, P., Rocha, L.A., 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology* **89**: 12-47.

Schneider CA, Rasband WS, Eliceiri KW. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature methods* **9**: 671-675.

Schulze M, Zweede J. 2006. Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **236**: 56-64.

Sist. P, Ferreira FN. 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **243**: 199-209.

Southwood TRE. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *The Journal of Animal Ecology*, 337-365.

Teresa, FB, Casatti, L. 2017. Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. *Ecological Indicators*, **75**: 249-258.



Teresa FB, Casatti L. 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* **21**: 433-442.

Tilma D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity* **3**: 109-120.

Toussaint A, Charpin N, Brosse S, Villéger S. 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Nature, Scientific reports* **6**: 1-9.

Uieda VS, Castro RMC 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. Pages 1-22 in E.P. Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR, editors. *Ecologia de Peixes de Riachos. Série Oecologia Brasiliensis, Vol. VI. PPGE-UFRJ, Brasil.*

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell J.R., Cushing CE. 1980. River continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic* **37**: 130–137.

Veloso HP, Rangel Filho ALR, Lima JCA. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Páginas 1-124, IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.

Vidal E, West TAP, Putz, FE. 2016. Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* **376**: 1-8.

Villéger S, Mason NW, Mouillot D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **89**: 2290-2301.

Villéger S, Miranda JR, Hernández DF, Mouillot D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* **20**: 1512-1522.

Wainwright PC, Bellwood DR, Westneat, MW. 2002. Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. *Environmental Biology of Fishes* **65**: 47-62.

Ward-Campbell BMS, Beamish FWH, Kongchaiya C. 2005. Morphological characteristics in relation to diet in five coexisting Thai fish species. *Journal of Fish Biology*, **67**: 1266-1279.

Watrin OS., Rocha AMA. 1992. Levantamento de vegetação natural e uso da terra no Município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/Landsat. *EMBRAPA-CPATU, Boletim de Pesquisa* **124**: 8-38.

Watson DJ, Balon EK. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology* **25**: 371-384.

Webb PW. 1984. Form and function in fish swimming. *Scientific American* **251**:58–68.

Willis SC., Winemiller KO, Lopez-Fernandez H. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia* **142**: 284-295.

Winemiller KO. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs* **61**: 343-365.

Zar JH. 2010 *Biostatistical analysis*. Pages 1-944, 5th edition, Prentice-Hall. New Jersey.

### Material Suplementar

Material suplementar S01

Relação entre os atributos funcionais e as variáveis ambientais evidenciadas pela análise *fourth-corner*, em 47 riachos da bacia do Rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. Apenas resultados com relações significativas ( $p < 0,05$ ) foram apresentados abaixo. A lista completa dessas relações pode ser encontrada no Material Suplementar (S02) do presente estudo.

Atributos Funcionais	Variáveis ambientais	Estatística	Valor	p
Índice de compressão do corpo (ICC)	XDEPTH_T	r	1,22	0,21
	XEMBED	r	-0,05	0,95
	PCT_CL	r	-0,11	0,91
	Dgm	r	0,75	0,46

	FLOW_H	r	0,98	0,33
	XCDENMID	r	-0,31	0,76
	XGB	r	-1,58	0,11
	XC	r	-1,19	0,24
	XCMG	r	-0,99	0,32
	CWD	r	1,33	0,18
	XFC_NAT	r	0,29	0,76
	W1_HALL	r	-0,17	0,87
	FLOW_X	r	0,73	0,46
	Cond,	r	0,17	0,87
	DO	r	0,17	0,86
	pH	r	0,78	0,44
Altura relativa (AR)	XDEPTH_T	r	-0,27	0,79
	XEMBED	r	-0,96	0,34
	PCT_CL	r	2,17	0,02*
	Dgm	r	0,14	0,88
	FLOW_H	r	0,49	0,62
	XCDENMID	r	-1,66	0,09
	XGB	r	-0,52	0,60
	XC	r	-1,09	0,27
	XCMG	r	0,06	0,95
	CWD	r	0,01	0,99
	XFC_NAT	r	0,56	0,56
	W1_HALL	r	0,94	0,34
	FLOW_X	r	-1,11	0,27
	Cond,	r	1,54	0,12
	DO	r	-2,12	0,03*
	pH	r	0,71	0,48
Comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPC)	XDEPTH_T	r	1,92	0,05
	XEMBED	r	1,94	0,04*
	PCT_CL	r	-0,95	0,34
	Dgm	r	-1,32	0,19
	FLOW_H	r	-1,35	0,18
	XCDENMID	r	0,23	0,81
	XGB	r	-1,19	0,22
	XC	r	-0,33	0,75
	XCMG	r	-1,14	0,26
	CWD	r	2,10	0,04*
	XFC_NAT	r	-0,92	0,36
	W1_HALL	r	0,33	0,74
	FLOW_X	r	2,32	0,02*
	Cond,	r	-1,25	0,21

	DO	r	1,40	0,16
	pH	r	0,81	0,42
Índice de compressão do pedúnculo caudal (ICPC)	XDEPTH_T	r	-1,71	0,08
	XEMBED	r	-2,19	0,02*
	PCT_CL	r	-0,10	0,92
	Dgm	r	1,12	0,27
	FLOW_H	r	2,09	0,03*
	XCDENMID	r	1,41	0,16
	XGB	r	0,60	0,55
	XC	r	0,83	0,41
	XCMG	r	0,31	0,75
	CWD	r	-0,97	0,31
	XFC_NAT	r	0,34	0,73
	W1_HALL	r	-0,75	0,46
	FLOW_X	r	-1,23	0,21
	Cond,	r	0,18	0,85
	DO	r	-0,11	0,92
	pH	r	-1,06	0,29
	Índice de achatamento ventral (IAV)	XDEPTH_T	r	-1,03
XEMBED		r	-0,85	0,40
PCT_CL		r	-0,30	0,76
Dgm		r	0,17	0,86
FLOW_H		r	-0,07	0,94
XCDENMID		r	0,27	0,78
XGB		r	-0,25	0,80
XC		r	-0,89	0,37
XCMG		r	-0,63	0,53
CWD		r	-0,39	0,67
XFC_NAT		r	-1,25	0,21
W1_HALL		r	0,56	0,58
FLOW_X		r	-1,12	0,26
Cond,		r	0,28	0,77
DO		r	-0,33	0,74
pH		r	-0,61	0,54
Área relativa da nadadeira peitoral (ARNP)		XDEPTH_T	r	0,53
	XEMBED	r	0,05	0,96
	PCT_CL	r	-0,37	0,70
	Dgm	r	0,14	0,89
	FLOW_H	r	-0,10	0,92
	XCDENMID	r	0,44	0,66
	XGB	r	0,36	0,72

	XC	r	1,04	0,30
	XCMG	r	1,07	0,28
	CWD	r	0,46	0,63
	XFC_NAT	r	1,29	0,20
	W1_HALL	r	-0,54	0,59
	FLOW_X	r	-0,12	0,90
	Cond,	r	-1,06	0,28
	DO	r	0,50	0,62
	pH	r	1,50	0,13
Relação do aspecto da nadadeira peitoral (RANP)	XDEPTH_T	r	1,65	0,09
	XEMBED	r	2,00	0,03*
	PCT_CL	r	0,31	0,76
	Dgm	r	-1,87	0,06
	FLOW_H	r	-1,94	0,04*
	XC DENMID	r	-2,71	0,00*
	XGB	r	-2,05	0,03*
	XC	r	-0,80	0,43
	XCMG	r	1,25	0,21
	CWD	r	-0,48	0,63
	XFC_NAT	r	1,04	0,29
	W1_HALL	r	2,25	0,02
	FLOW_X	r	1,53	0,12
	Cond,	r	0,59	0,55
	DO	r	-1,16	0,25
	pH	r	-0,12	0,90
Comprimento relativo da cabeça (CRC)	XDEPTH_T	r	0,85	0,40
	XEMBED	r	-0,15	0,88
	PCT_CL	r	1,04	0,30
	Dgm	r	0,23	0,82
	FLOW_H	r	-1,31	0,19
	XC DENMID	r	-1,48	0,13
	XGB	r	0,64	0,53
	XC	r	-0,61	0,54
	XCMG	r	1,39	0,16
	CWD	r	0,20	0,84
	XFC_NAT	r	0,88	0,38
	W1_HALL	r	0,93	0,35
	FLOW_X	r	-1,20	0,23
	Cond,	r	0,94	0,35
	DO	r	-1,72	0,08
	pH	r	0,06	0,94
Posição relativa dos olhos (PRO)	XDEPTH_T	r	-0,40	0,68

	XEMBED	r	1,05	0,29
	PCT_CL	r	-0,87	0,39
	Dgm	r	-0,30	0,76
	FLOW_H	r	-0,34	0,74
	XCDENMID	r	1,24	0,21
	XGB	r	1,03	0,30
	XC	r	1,83	0,06
	XCMG	r	0,22	0,83
	CWD	r	-0,21	0,83
	XFC_NAT	r	-0,78	0,44
	W1_HALL	r	-0,83	0,41
	FLOW_X	r	0,45	0,65
	Cond,	r	-1,53	0,12
	DO	r	1,36	0,17
	pH	r	-0,43	0,65
Largura relativa da boca (LRB)	XDEPTH_T	r	-0,43	0,67
	XEMBED	r	-0,23	0,82
	PCT_CL	r	0,60	0,55
	Dgm	r	0,65	0,52
	FLOW_H	r	-0,07	0,94
	XCDENMID	r	0,12	0,90
	XGB	r	0,94	0,34
	XC	r	0,69	0,49
	XCMG	r	0,77	0,44
	CWD	r	-0,32	0,74
	XFC_NAT	r	0,37	0,71
	W1_HALL	r	-0,41	0,68
	FLOW_X	r	-1,00	0,32
	Cond,	r	0,06	0,95
	DO	r	-0,26	0,79
	pH	r	-0,44	0,66
Orientação da boca (OB)	XDEPTH_T	r	-0,62	0,53
	XEMBED	r	-2,03	0,03*
	PCT_CL	r	0,34	0,73
	Dgm	r	0,89	0,37
	FLOW_H	r	0,88	0,38
	XCDENMID	r	0,42	0,67
	XGB	r	0,17	0,86
	XC	r	-0,76	0,45
	XCMG	r	-0,22	0,82
	CWD	r	-0,67	0,50
	XFC_NAT	r	0,17	0,87
	W1_HALL	r	-0,59	0,56

	FLOW_X	r	-1,93	0,051
	Cond,	r	0,75	0,45
	DO	r	-0,53	0,59
	pH	r	0,43	0,67
Biomassa	XDEPTH_T	r	-2,42	0,01*
	XEMBED	r	-1,86	0,06
	PCT_CL	r	2,01	0,04*
	Dgm	r	0,53	0,61
	FLOW_H	r	1,57	0,11
	XCDENMID	r	-0,21	0,84
	XGB	r	0,72	0,49
	XC	r	-0,97	0,33
	XCMG	r	-0,82	0,41
	CWD	r	-1,51	0,12
	XFC_NAT	r	0,21	0,83
	W1_HALL	r	-0,07	0,94
	FLOW_X	r	-2,12	0,03*
	Cond,	r	1,88	0,05
	DO	r	-1,10	0,27
	pH	r	-0,87	0,39
Grupo trófico	XDEPTH_T	F	0,10	0,37
	XEMBED	F	-0,66	0,72
	PCT_CL	F	-0,67	0,72
	Dgm	F	-1,14	0,89
	FLOW_H	F	0,24	0,36
	XCDENMID	F	-0,07	0,44
	XGB	F	0,26	0,34
	XC	F	0,82	0,16
	XCMG	F	0,13	0,36
	CWD	F	0,02	0,19
	XFC_NAT	F	-0,23	0,43
	W1_HALL	F	-0,41	0,59
	FLOW_X	F	0,62	0,18
	Cond,	F	0,64	0,22
	DO	F	1,04	0,14
	pH	F	-0,54	0,68
Período de atividade (Diurno / Noturno)	XDEPTH_T	F	0,22	0,24
	XEMBED	F	-0,71	0,99
	PCT_CL	F	-0,34	0,47
	Dgm	F	-0,48	0,56
	FLOW_H	F	-0,69	0,83
	XCDENMID	F	0,64	0,16
	XGB	F	0,31	0,23

	XC	F	0,57	0,17
	XCMG	F	-0,70	0,82
	CWD	F	1,38	0,09
	XFC_NAT	F	-0,66	0,75
	W1_HALL	F	-0,26	0,42
	FLOW_X	F	-0,68	0,82
	Cond,	F	-0,12	0,35
	DO	F	-0,05	0,33
	pH	F	-0,62	0,70
Cuidado parental (Sim / Não)	XDEPTH_T	F	-0,25	0,42
	XEMBED	F	-0,30	0,44
	PCT_CL	F	-0,51	0,57
	Dgm	F	-0,70	0,95
	FLOW_H	F	-0,44	0,52
	XCDENMID	F	-0,64	0,73
	XGB	F	0,66	0,16
	XC	F	-0,48	0,56
	XCMG	F	-0,64	0,75
	CWD	F	-0,03	0,34
	XFC_NAT	F	0,12	0,28
	W1_HALL	F	-0,40	0,50
	FLOW_X	F	1,36	0,09
	Cond,	F	-0,26	0,43
	DO	F	0,31	0,23
	pH	F	-0,74	0,99

### Capítulo 3

#### Elaboração e validação de índices multimétricos para avaliação do efeito da exploração madeireira na integridade ecológica de riachos na Amazônia Oriental

Artigo a ser submetido para a revista *Ecological Indicators*

Bruno da Silveira Prudente<sup>1,3</sup>, Paulo Santos Pompeu<sup>2</sup>, Luciano Fogaça de Assis Montag<sup>3,1</sup>



<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação de Zoologia (UFPA / MPEG), Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá. CEP 66075-110. Caixa postal, 479. Belém, Pará, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia de Peixes, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras – UFLA, CEP 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brasil.

<sup>3</sup> Laboratórios de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá. CEP 66075-110. Caixa postal, 479. Belém, Pará, Brasil.

## **Resumo**

Durante anos a exploração madeireira resultou em fortes impactos na Amazônia (Exploração convencional - EC). No entanto, no início do século XXI a demanda internacional por produtos madeireiros certificados resultou na expansão do método de exploração de impacto reduzido (EIR), que consiste no planejamento pré e pós exploratório, buscando minimizar os danos ambientais e manter serviços ecossistêmicos. Contudo os indicadores de eficiência da EIR em manter a biodiversidade baseiam-se predominantemente em comunidades biológicas terrestres. Sendo assim, este estudo buscou elaborar índices multimétricos baseados em características do hábitat de riachos e sua ictiofauna que permitam uma avaliação rápida e

eficiente o efeito da EIR na integridade ecológica dos riachos da Amazônia Oriental. Foram amostrados 47 riachos, sendo 13 em áreas prístinas e 11 em áreas de EC, os quais foram utilizados para elaboração dos índices. Os 23 riachos restantes encontram-se em áreas de EIR e foram utilizados para validação dos índices. A estrutura do hábitat foi caracterizada através do protocolo de avaliação, e as assembleias de peixes foram amostradas utilizando rede de mão, com esforço padronizado. Foram propostas 19 métricas potenciais para o índice de integridade do hábitat (IIH) e 33 para o índice de integridade biótica (IIB). As métricas de ambos os índices foram pré-selecionadas, excluindo-se aquelas com baixa variância ( $<0,1$ ) e baixa sensibilidade, sendo posteriormente submetidas a um método contínuo de padronização. Diferenças nos índices entre tratamentos foram avaliadas através de uma análise de variância (ANOVA). A relação entre IIH e IIB, bem como a relação de ambos com o gradiente temporal de exploração em áreas de EIR, foram testados através de um modelo de regressão simples. O IIH variou de 3,9 a 7,6, sendo o diâmetro médio do substrato a métrica mais sensível na distinção entre riachos referência e de EC. O IIB variou de 1,4 a 9,9, sendo a abundância percentual de Lebiasinidae a métrica mais sensível na elaboração do mesmo. Para ambos os índices, riachos em áreas de EIR apresentaram uma pontuação média intermediária quando comparadas a áreas referência e de EC. Diferenças no IIH foram observadas entre os três tratamentos avaliados, enquanto que diferenças no IIB foram registradas apenas para áreas de EC em relação aos demais tratamentos, não diferindo entre áreas de EIR e áreas referência. Não foram registradas relações entre a pontuação dos índices e a variação temporal de exploração em áreas de EIR. Tais resultados indicam que a estrutura do hábitat de riachos possui uma maior sensibilidade à atividade de exploração madeireira, seja ela convencional ou de impacto reduzido, quando comparada a integridade biótica desses sistemas, podendo isso estar associado a plasticidade ecológica observada em muitas das espécies de peixe. Contudo, a baixa relação entre os índices nos mostra que a utilização de ambos é fundamental para avaliação mais robusta da integridade dos riachos em áreas de exploração madeireira na Amazônia Oriental.

Palavras-chave: Integridade do hábitat, Integridade biótica, Impactos ambientais.

## 1. Introdução

Durante anos a qualidade dos ecossistemas de riacho foi predominantemente acessada pela caracterização de aspectos físico-químicos da água e sua capacidade em oferecer esporte e lazer para população humana (Hynes, 1960). A partir da década de 1980, características do hábitat físico e a estrutura e funcionamento das comunidades biológicas passaram a ser considerados importantes componentes na avaliação da qualidade desses ambientes (Karr, 1981; Schamberger et al., 1982; Kaufmann, 1993). Desde então, índices multimétricos baseados nessas características têm sido amplamente utilizados na avaliação, monitoramento e conservação da integridade ecológica de riachos de regiões temperadas (Clapcott et al., 2012; Ruaro e Gubiani, 2013), sendo empregados até mesmo em programas governamentais como o *National Rivers and Streams Assessment* da agência nacional de proteção ambiental dos Estados Unidos (*US Environmental Protection Agency*) (Faber-Langendoen et al., 2012 a e b).

A utilização de características bióticas na avaliação da integridade dos riachos foi inicialmente proposta por Karr (1981) baseado na estrutura e funcionalidade das assembleias de peixes. Segundo este autor, os peixes podem ser considerados importantes indicadores da qualidade ecológica por terem sua biologia, ecologia e taxonomia relativamente bem conhecida em relação a outros organismos aquáticos, possuem representantes em diferentes níveis tróficos e habitarem ambientes com diferentes níveis de distúrbios. No entanto, organismos como invertebrados aquáticos e diatomáceas também têm se mostrado bons indicadores da integridade ecológica dos riachos (Zalack et al., 2010; Helson e William, 2013; Melo et al., 2015).

A estrutura do hábitat físico, incluindo a estrutura da vegetação ripária, morfologia do canal e hidrologia, também se mostra fundamental na integridade ecológica dos ecossistemas de riachos (Kaufman et al., 1999; Peck et al., 2006), mas na maioria das vezes essa estrutura é considerada apenas como preditora das comunidades biológicas (Calvão et al., 2016; Prudente et al., 2016). No entanto, nem sempre as alterações na estrutura do hábitat de riacho, resultantes de atividades antrópicas, afetam a estrutura e funcionalidade das comunidades biológicas como um todo (Hughes et al., 2010). Sendo assim, abordagens multimétricas

baseadas na estrutura do hábitat físico também vem se mostrando um eficiente método de avaliação da integridade ecológica dos riachos (Hughes et al., 2010, Rinald et al., 2013).

No final da década de 1990, índices multimétricos baseados na estrutura e funcionamento das assembleias de peixes passaram a ser utilizados na avaliação da integridade de ecossistemas aquáticos nas regiões tropicais (Araújo, 1998; Kamdem-Toham e Teugels, 1999). Somente 10 anos depois, Nessimian et al. (2008) propuseram um índice baseado apenas na estrutura do hábitat de riachos. Entretanto, embora as regiões tropicais abriguem a maior biodiversidade de água doce do planeta e estejam entre as mais ameaçadas por atividades antrópicas (Castello et al., 2012; Reis et al. 2016), ainda são poucos os estudos que utilizam abordagens multimétricas como um método de avaliação desses ambientes (Ruaro e Gubiani, 2013). Além disso, a diversidade biológica somada à heterogeneidade ambiental dos trópicos faz com que muitos dos índices propostos até o momento necessitem de adaptações para atender a peculiaridades das áreas estudadas, tais como relevo, fitofisionomia e o *pool* regional de espécies (Ruaro e Gubiani, 2013; Terra et al., 2013; Macedo et al., 2014; Santos e Esteves, 2015).

No Brasil, os índices multimétricos têm se mostrado uma importante ferramenta de avaliação da integridade ecológica de riachos. Contudo, os estudos têm sido predominantemente desenvolvidos na região sudeste do país, que abrange apenas os biomas Cerrado e Mata Atlântica (p. ex., Casatti et al., 2009; Terra e Araújo, 2011; Santos et al. 2015). Na Amazônia, apenas dois estudos utilizaram índices multimétricos na avaliação do efeito de distúrbios antrópicos sobre os ecossistemas de riachos (Nessimian et al., 2008; Couceiro et al., 2012). A presença de grandes áreas ainda florestadas, ideais para definição de áreas referência, associadas à crescente exploração de recursos naturais e à rápida expansão de atividades agroindustriais (Nepstad et al., 1999; Morton et al., 2006; Foley et al., 2007), fornecem um cenário ideal para elaboração de tais índices. Além disso, pouco se conhece sobre os efeitos de atividades antrópicas na estrutura do hábitat e das comunidades biológicas de riachos amazônicos (Juen et al., 2016; Leal et al., 2016; Prudente et al., 2016).

Considerada uma das principais responsáveis pelo desmatamento na Amazônia, tem sido crescente o número de estudos avaliando o efeito da exploração madeireira sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos prestados pela floresta (Foley et al., 2007; Bicknell et al., 2015). A partir do ano 2000, com o intuito de conciliar o uso e a conservação

da floresta Amazônica e atender à demanda do mercado internacional por produtos florestais certificados, parte dessa exploração deixou de ocorrer sem um planejamento prévio (exploração convencional - EC), passando a ser realizada de acordo como o método de exploração de impacto reduzido (EIR), baseada em diretrizes técnicas propostas pelo Conselho de Manejo Florestal (FSC – *Forest Stewardship Council*), e posteriormente adaptadas para a Amazônia brasileira (Sabogal et al., 2000).

Atualmente, muito se discute sobre o efeito do manejo na estrutura florestal e biodiversidade tropical (Putz et al., 2012; Kormos e Zimmerman, 2014), enquanto o conhecimento sobre seus efeitos nos ecossistemas de riachos ainda seja restrito (Nogueira et al., 2016; Prudente, et al. 2016). Nesse contexto, o objetivo do presente estudo foi desenvolver e validar índices multimétricos baseados na estrutura do hábitat físico e na estrutura e funcionamento das assembleias de peixes, que permitam avaliar o efeito da exploração de impacto reduzido na integridade de riachos da Amazônia Oriental, podendo ser utilizados como instrumento de monitoramento e gestão ambiental. Tais índices também foram utilizados para avaliar possíveis diferenças na integridade dos riachos em relação ao gradiente temporal de exploração existente em áreas de EIR. Considerando as diretrizes técnicas existentes na EIR para minimizar os efeitos deletérios ao meio ambiente e manter os serviços florestais fornecidos pelas florestas (Putz et al., 2008), nós esperávamos que riachos em áreas de EIR apresentassem valores intermediários de integridade quando comparados aos riachos de áreas não exploradas e áreas de exploração convencional.

## **2. Material e métodos**

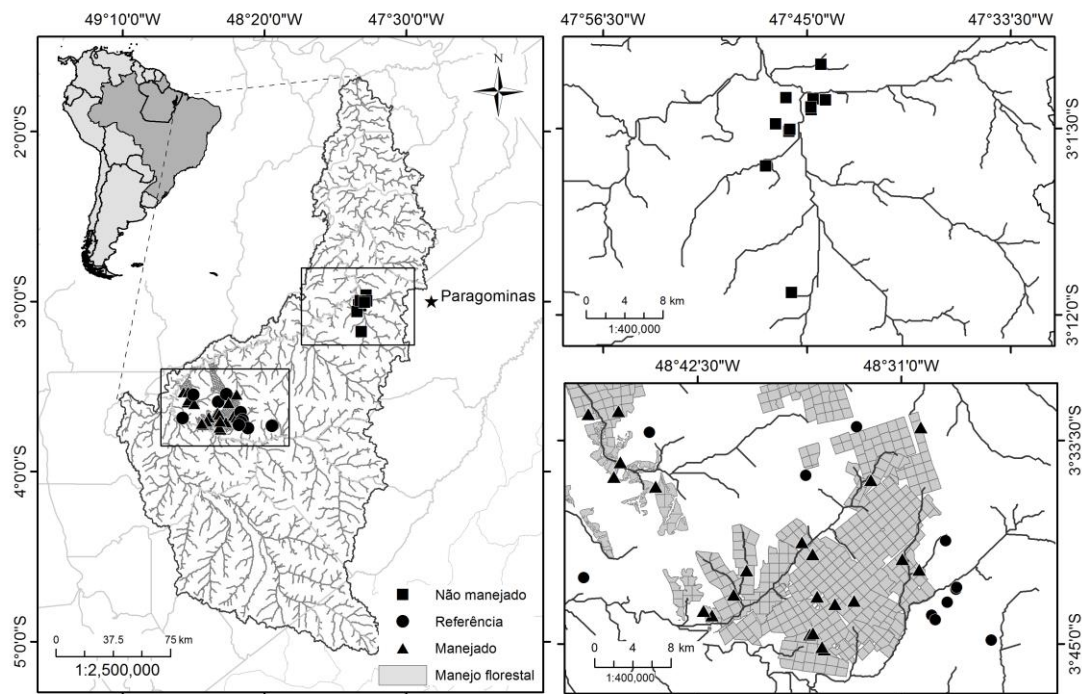
### **2.1 Área de estudo**

O estudo foi realizado em um trecho médio da bacia do rio Capim entre os pontos 03°42'33" S / 48°33'40" W e 02°57'56" S / 47°44'12" W, município de Paragominas, Amazônia Oriental, Pará, Brasil (Fig. 1). Parte das áreas estudadas pertencem ao grupo Cikel Brasil Verde Madeiras, o qual possui uma área florestada de aproximadamente 209.000 ha representada por um mosaico de florestas íntegras e sujeitas a exploração madeireira através do método de exploração de impacto reduzido (EIR). O manejo florestal nessa região ocorre desde de 2001 totalizando 16 anos de exploração. No entanto, no presente estudo foram consideradas somente áreas exploradas entre os anos de 2001 e 2011. Também foram

selecionadas, na mesma bacia de drenagem, áreas submetidas à exploração madeireira convencional (EC). Embora a EC seja permitida em caso de supressão de florestas para uso alternativo do solo ou explorações florestais não comerciais realizadas em propriedades rurais ou por populações tradicionais como previsto na legislação brasileira (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012), durante as expedições de campo apenas a EC tinha ocorrido nessas áreas.

As áreas de EIR encontram-se subdivididas em unidades de produção anual (UPAs) com tamanhos que variam de 2.000 a 5.000 ha. Cada UPA possui um ciclo de corte de 35 anos e fornece um volume médio explorado de aproximadamente  $25\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , representando aproximadamente três árvores por hectare. Além da certificação FSC o manejo florestal na região ocorre de acordo com o código florestal brasileiro, que dentre outras medidas, determina a manutenção de uma área de preservação permanente (APP) com 30m de extensão, a partir da margem de cursos d'água. Nesta mesma área, foram selecionados riachos em florestas não exploradas e sem evidências de qualquer tipo de alteração antrópica. Estes locais incluem áreas consideradas de alto valor para conservação, áreas de reserva legal ou que simplesmente ainda não entraram no ciclo de exploração.

A região possui uma topografia que varia de plana a suavemente ondulada, com vegetação do tipo ombrófila densa submontana (Veloso et al. 1991). O clima na região é do tipo tropical úmido, pertencente ao subtipo climático “Af” segundo a classificação de Köppen adaptada por Peel et al. (2007), com estação seca bem definida entre os meses de agosto e outubro. A temperatura média anual é de  $27^{\circ}\text{C}$ , com uma precipitação média anual de 1.800 mm (Watrín & Rocha 1992; Sist & Ferreira 2007). A área estudada é delimitada a noroeste pelo rio Capim e ao sul pelo rio Surubiju, os quais possuem como afluentes inúmeros riachos de pequeno porte.



**Figura 1.** Localização dos 47 riachos amostrados ao longo da bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil. Círculos (●) representam riachos localizados em áreas não exploradas, triângulos (▲) representam riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR), pertencentes ao grupo Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda, e quadrados (■) representam riachos localizados em área de exploração convencional (EC).

## 2.2 Desenho amostral

Foram amostrados 47 riachos de primeira a segunda ordem, segundo a classificação de Strahler (1957). Vinte e quatro desses riachos foram usados para desenvolver ambos os índices de integridade, sendo 13 em áreas não exploradas (utilizados como referência) e 11 em áreas de exploração convencional (EC). Os demais riachos amostrados (23 riachos) encontram-se localizados em área de EIR, e foram utilizados para validação dos índices, o que permitiu avaliar a capacidade desses em detectar mudanças na integridade ecológica dos riachos devido a presença da EIR.

Em cada riacho foi definido um trecho amostral de 150 metros de acordo com a metodologia proposta por Peck et al. (2006) e adaptado por Callisto et al. (2014) para região

tropical. Em cada trecho amostral foram definidas 10 seções transversais equidistantes, nomeadas de A a K no sentido jusante montante, que resultaram em 10 seções longitudinais (medindo 15 metros cada) onde foram mensuradas variáveis ambientais relacionadas a características do hábitat físico e realizada a amostragem das assembleias de peixe. A coleta de dados ocorreu durante o período de estiagem, entre os meses de agosto e outubro dos anos de 2012, 2013 e 2014. A escolha do período de coleta foi realizada para evitar alterações na estrutura do hábitat físico dos riachos, bem como na estrutura das assembleias de peixe resultante da variação sazonal observada nesse ambiente (Frissell et al., 1986; Espírito-Santo et al., 2009).

Os riachos não foram aleatoriamente distribuídos ao longo das bacias de drenagem devido à disposição espacial dos diferentes métodos de exploração madeireira na paisagem. Contudo, todos os riachos amostrados, além de pertencerem a mesma bacia hidrográfica, encontram-se localizados na mesma ecorregião proposta para ecossistemas aquáticos continentais (Abell, 2008) e por isso foram considerados como sendo influenciados pelo mesmo *pool* regional de espécie.

## **2.3 Coleta de dados**

### **2.3.1 Variáveis ambientais**

Foram mensuradas 19 variáveis ambientais, as quais foram escolhidas levando em consideração a capacidade preditora das mesmas em relação as assembleias de peixe de riacho, baseando-se em informações disponíveis na literatura (Dias et al., 2010; Allard et al., 2015; Datry et al., 2016). As variáveis mensuradas foram: profundidade média do talvegue (XDEPTH\_T), largura molhada média (XWIDTH), média da razão largura por profundidade (XWD\_RAT), porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED), porcentagem de bancos de folhas (PCT\_CL), diâmetro médio do substrato (Dmg), heterogeneidade do fluxo (FLOW\_H), densidade média do dossel no meio do canal (XCENMID), densidade média do dossel na margem do canal (XCENBK), cobertura média do dossel (XC), cobertura média total (XCMG), proporção média de solo exposto nas margens (XGB), proporção média de abrigo natural para peixe (XFC\_NAT), proporção do número de madeiras grandes no canal (CWD;  $\geq 0,1$  m de diâmetro e  $\geq 1,5$  m de



comprimento), índice de proximidade de distúrbio antrópico (W1\_HALL), vazão média (FLOW\_X), potencial hidrogeniônico da água (pH), Condutividade da água (Cond.,  $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ) e oxigênio dissolvido (DO). Uma descrição detalhada sobre a obtenção das variáveis pode ser encontrada em Prudente et al. (2016). As siglas das variáveis foram mantidas em inglês para uma maior coerência em relação ao primeiro capítulo dessa tese, o qual encontra-se escrito em língua inglesa.

### **2.3.2 Assembleias de peixes**

Os espécimes foram coletados utilizando duas redes de mão (peneiras) com 75 cm de diâmetro e 2mm de malha entre nós opostos. Este método foi aplicado tanto nas margens como no substrato existente no leito dos riachos, permitindo acessar à maioria dos micro-habitats existentes nesse ambiente, sendo considerado eficiente técnica de amostragem da estrutura das assembleias de peixes (Uieda & Castro, 1999). O esforço amostral empregado foi de 18 minutos para cada seção longitudinal, totalizando 3 horas de amostragem por riacho. Os espécimes coletados foram sacrificados com doses letais de anestésico (Eugenol), fixados em formalina 10% e após 48 horas, transferidos para álcool 70% onde permaneceram preservados. Em laboratórios os espécimes foram triados, identificados até o nível taxonômico mais preciso e pesados em balança digital com precisão de 0,001 g.

A amostragem dos espécimes foi realizada sob a autorização de coleta número 4681–1 concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), através do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBio). O material coletado encontra-se no Laboratório de Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Pará (LABECO/UFPA). Uma parcela desse material será destinada à Coleção Ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Belém, Pará, Brasil.

### **2.4 Obtenção das métricas potenciais**

Para elaboração do Índice de Integridade do Habitat (IIH) foram avaliadas como métricas potenciais todas as 19 variáveis ambientais mensuradas. Para o Índice de Integridade Biótica (IIB) foram definidas 33 métricas potenciais baseadas na riqueza, abundância, biomassa, uso do habitat e guilda trófica das espécies (Tabela 1). A definição das métricas foi baseada tanto em índices de integridade biótica desenvolvidos para outras bacias

hidrográficas da região tropical (Casatti et al., 2009; Terra et al., 2013; Santos e Esteves 2015), como em estudos que avaliaram a relação entre a estrutura do hábitat e a assembleia de peixes em riachos amazônicos (Carvalho et al., 2007; Dias et al., 2010).

Para métricas relacionadas à riqueza, optou-se por substituir a riqueza total de espécies, originalmente proposta por Karr (1981), pela riqueza de espécies dentro das ordens (Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes e Perciformes) e famílias (Characidae e Lebiasinidae) mais abundantes. Em riachos tropicais, a alta diversidade de espécies encontra-se fortemente associada a fatores históricos que resultaram no isolamento e coalescência das microbacias, que atuam como rotas de dispersão para algumas espécies e barreiras de dispersão para outras (Reis et al., 2016). Devido a esse complexo cenário de especiação, Moritz (2001) defende que a utilização de táxons específicos pode ser um importante substituto para avaliação da diversidade nessa região. Métricas relacionadas à biomassa foram propostas, com base na premissa de que áreas alteradas são dominadas por espécies r estrategistas. Espécies com essa estratégia, são tipicamente oportunistas em relação ao uso do hábitat, de rápido desenvolvimento, numericamente abundantes, mas de menor tamanho corporal (Dias e Tejerina-Garro, 2010; Santos et al., 2015).

A abundância percentual de *Helogenes marmoratus* foi proposta como métrica potencial pelo fato de essa ser uma espécie abundante em riachos amazônicos, por habitar exclusivamente bancos de folhas e fragmentos de matéria orgânica presentes no leito dos riachos (Vari e Ortega, 1986; Sazima et al., 2006) e por se alimentar predominantemente de insetos alóctones provenientes da vegetação marginal (observação pessoal). A abundância percentual de *Gymnorhamphichthys petiti* foi proposta como métrica potencial pelo fato de essa espécie habitar preferencialmente bancos de areia observados em riachos de áreas florestadas (Zuanon et al., 2006). Em áreas alteradas, bancos de folhas e de areia são muitas vezes substituídos por sedimentos finos provenientes da perda de vegetação ripária e sedimentação das margens (Allan, 2004), eliminando assim os microhábitats preferencialmente utilizados pelas espécies citadas.

Para métricas relacionadas ao uso do hábitat, as espécies foram classificadas em nectônicas, bentônicas e nectobentônicas de acordo com a classificação proposta por Brejão et al. (2013), que foi baseada na avaliação visual do comportamento de peixes de riachos da Amazônia Oriental. Quanto ao hábito alimentar, foram definidas com piscívoras somente

aquelas espécies nas quais este hábito é predominante durante a fase adulta. Tais informações foram obtidas através de literatura especializada (Brejão et al., 2013; Carvalho e Tejerina-Garro, 2015) e do banco de dados on-line “*Fishbase*” (Froese e Pauly, 2016). No caso de ausência de informações para as espécies, optou-se por extrapolar as informações existentes para o gênero.

## **2.5 Seleção das métricas potenciais**

Inicialmente, em ambos os índices (IIH e IIB), foram eliminadas métricas potenciais com valor zero em mais de 80% das amostras e com coeficiente de variação (desvio padrão/média) inferior a 0,1, uma vez que pouco contribuem para a distinção de riachos com diferentes intensidades de distúrbio. As métricas remanescentes foram avaliadas quanto à sensibilidade em distinguir entre riachos de áreas referência e áreas de EC, e quanto ao seu comportamento em relação ao distúrbio. A avaliação foi realizada através do método de sobreposição dos interquartis em gráficos do tipo *box-and-whisker* proposto por Barbour et al. (1996). Nesse método, as métricas podem apresentar, em ordem decrescente, os seguintes níveis de sensibilidade: nível três quando não há sobreposição entre os interquartis; nível dois quando há algum nível de sobreposição entre os interquartis, mas não há sobreposição das medianas em relação aos interquartis; nível um quando há sobreposição dos interquartis e apenas uma das medianas sobrepõe um dos interquartis; nível 0a quando a distribuição de um dos interquartis encontra-se totalmente sobreposta em relação à distribuição do outro interquartil; e nível 0b quando ambos os valores de mediana sobrepõem os interquartis (Figura 2). Apenas métricas com níveis de sensibilidade três e dois foram mantidas para o desenvolvimento dos índices.

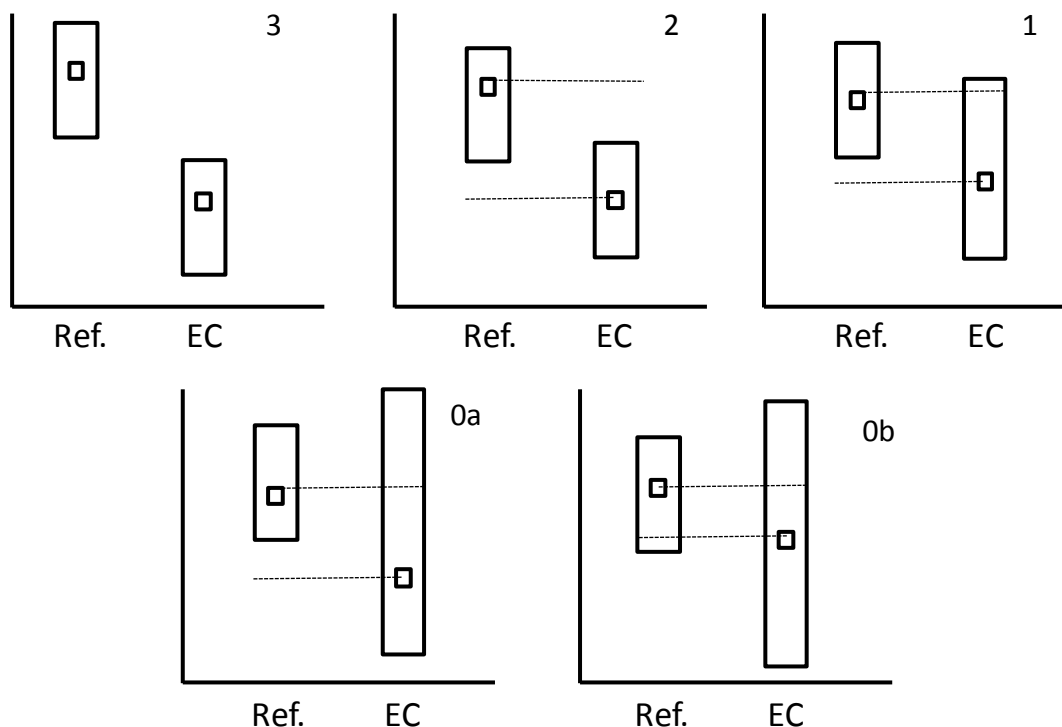


Figura 2. Representação gráfica dos níveis de sensibilidade das métricas potenciais, de acordo com Barbour et al. (1996). O quadrado pequeno representa a mediana da métrica, enquanto que o retângulo representa a distribuição interquartil (quartis 25 - 75%).

Por fim, testes de correlação de Spearman foram utilizados para verificar possíveis correlações entre as métricas selecionadas. Em caso de métricas redundantes ( $r_s > |0,6|$ ,  $p < 0,05$ ), foram mantidas para elaboração dos índices aquelas que apresentaram maior sensibilidade na distinção entre riachos referência e riachos em áreas de EC.

## 2.6 Padronização das métricas e pontuação dos índices

A padronização das métricas ocorreu separadamente para os índices (IIH e IIB), seguindo uma escala contínua de 0 a 10 baseada nos limites inferiores e superiores dos interquartis, de acordo com Klemm et al. (2003). Para métricas que decrescem com o distúrbio, foi considerado como limite superior o percentil 75% da variação da métrica em riachos referência, e como limite inferior o percentil 25% da variação da métrica em riachos de áreas de EC. Para métricas que aumentam com o distúrbio, foi considerado como limite superior o percentil 25% da variação da métrica em riachos referência, e como limite inferior

o percentil 75% da variação das métricas em riachos afetados pelo distúrbio. Métricas com valores acima do limite superior receberam uma pontuação 10, enquanto que métricas com valores abaixo do limite inferior receberam uma pontuação 0. Todos os demais valores das métricas foram padronizados na escala de 0 a 10 de acordo com a seguinte equação: Padronização da métrica =  $\frac{\text{valor observado} - \text{limite inferior}}{\text{limite superior} - \text{limite inferior}} \times 10$

Os valores de IIIH e IIB foram obtidos separadamente através da soma do valor de cada métrica em um determinado riacho, dividida pelo número total de métricas selecionadas para a elaboração do índice.

## **2.7 Validação do índice**

Os índices desenvolvidos foram posteriormente testados em riachos localizados em áreas de EIR, o que permitiu avaliar sua capacidade em mensurar o efeito da atividade sobre a integridade ecológica dos riachos. As métricas selecionadas em cada índice foram mensuradas em áreas de EIR e posteriormente pontuadas considerando os limiares definidos durante a pontuação dos índices baseada na metodologia proposta por Klemm et al. (2003), descrito na equação acima.

## **2.8 Análise de dados**

As pontuações dos IIIH e IIB obtidas para cada riacho em áreas referência e sob diferentes métodos de exploração madeireira (EIR e EC) foram avaliadas em relação às premissas estatísticas de normalidade e homocedasticidade e testadas quanto a sua variação entre os três tratamentos através da análise de variância (ANOVA) seguida pelo teste a posteriori de Tukey. As análises acima foram realizadas considerando um nível de significância de 5% (Zar, 2010), e permitiram avaliar possíveis diferenças na condição ecológica dos riachos em áreas de EIR, quando comparados a riachos de áreas referência e áreas submetidas à exploração convencional. Possíveis variações nos dois índices ao longo do gradiente temporal de exploração em áreas de EIR foram testadas através de um modelo de regressão simples, considerando os valores dos índices como variáveis respostas e os diferentes anos de exploração (2001 – 2011) como variáveis preditoras.

Por fim, a relação entre IIIH e IIB foi avaliada através de um modelo de regressão simples, tendo o IIB como variável resposta e o IIIH como variável preditora. Tal análise permitiu

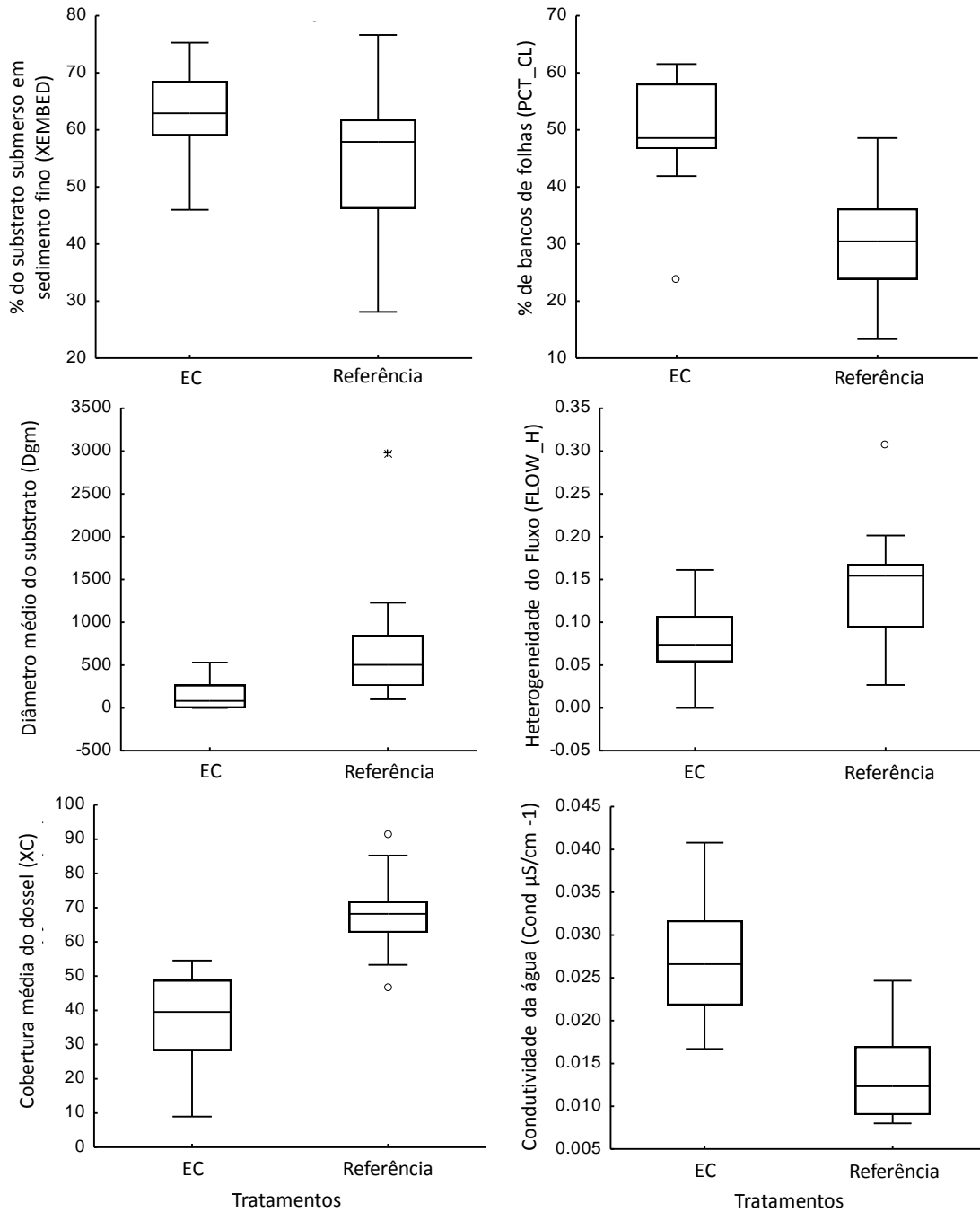
verificar a complementaridade desses índices na avaliação das condições ecológicas dos ecossistemas de riachos amazônicos.

### 3. Resultados

#### 3.1 Desenvolvimento do índice

Das 19 métricas potenciais propostas para o IIIH, apenas a densidade média do dossel na margem (XCDENBK) foi excluída por apresentar um coeficiente de variação inferior a 0,1. Dentre as métricas mantidas, oito se mostraram sensíveis na distinção entre riachos de áreas referência e de EC: porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED), porcentagem de bancos de folhas (PCT\_CL), diâmetro médio do substrato (Dgm), heterogeneidade do fluxo (FLOW\_H), densidade média do dossel no meio do canal (XCDENMID), cobertura média do dossel (XC), índice de proximidade de distúrbio antrópico (W1\_HALL) e condutividade da água (Cond). Entre as métricas sensíveis, altos valores de correlação foram observados entre XCDENMID e PCT\_CL ( $r_s = -0,75$ ), e entre W1\_HALL e XC ( $r_s = -0,80$ ); apenas PCT\_CL e XC foram mantidas (Fig. 3, Tabela 1).

Dentre as métricas selecionadas para o compor o IIIH, o diâmetro médio do substrato (Dgm) foi a que apresentou maior capacidade de distinção entre áreas referência (média = 745,71 mm; desvio padrão  $\pm 767,92$  mm) e áreas de EC (135,85 mm  $\pm 153,73$ ), seguida por cobertura média do dossel (XC: Referência = 67,95%  $\pm 11,89$ ; EC = 38,07%  $\pm 13,67$ ), porcentagem de bancos de folhas (PCT\_CL: Referência = 29,80%  $\pm 11,04$ ; EC = 49,01 %  $\pm 10,45$ ), porcentagem do substrato submerso em sedimento fino (XEMBED: Referência = 53,72%  $\pm 13,26$ ; EC = 62,69 %  $\pm 8,60$ ), heterogeneidade do fluxo (FLOW\_H: Referência = 0,15  $\pm 0,07$ ; EC = 0,08  $\pm 0,05$ ) e condutividade da água (Cond: Referência = 0,01  $\pm 0,01$ ; EC = 0,03  $\pm 0,01$ ) (Apêndice A.1).



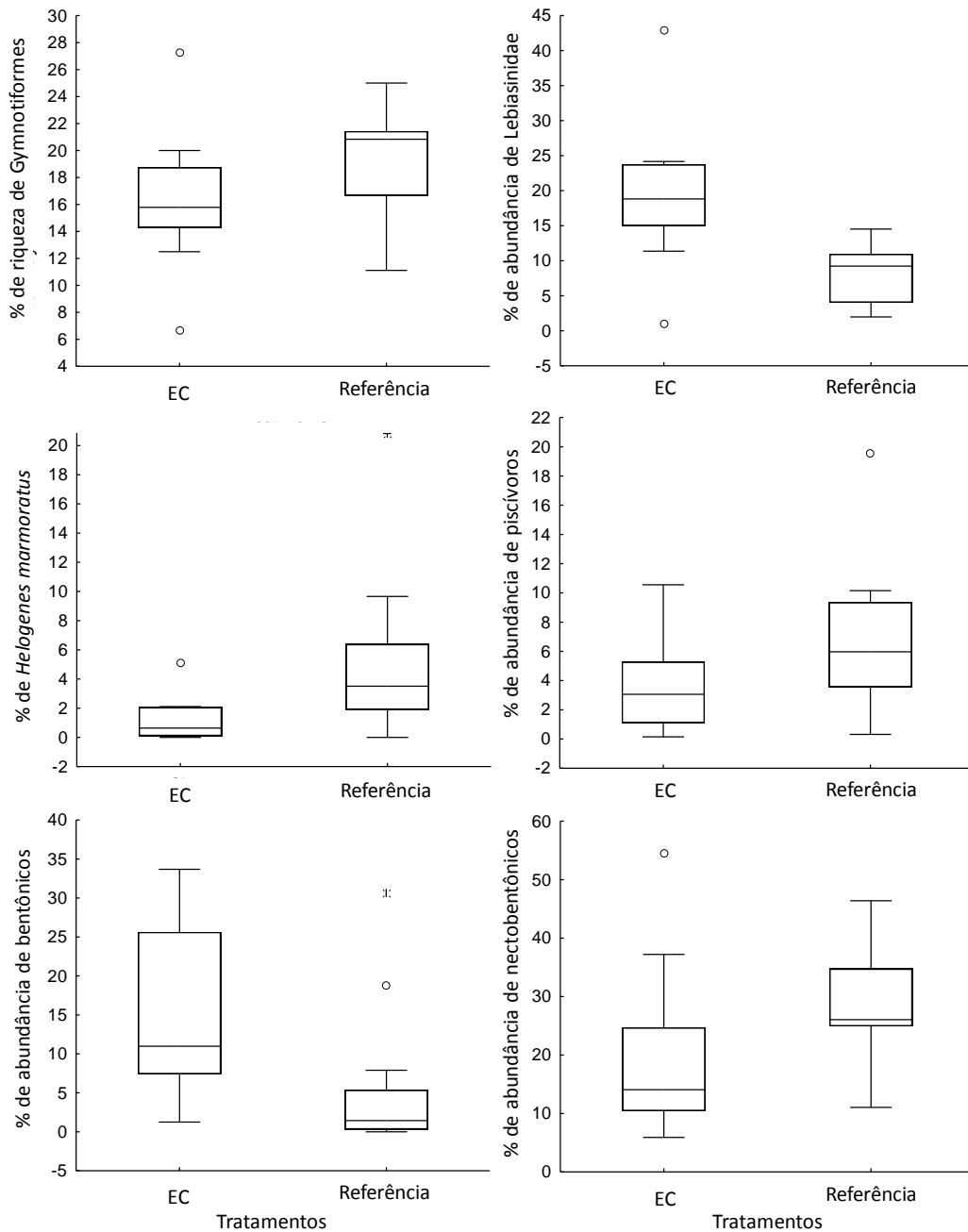
**Figura 3.** Métricas utilizadas no desenvolvimento do Índice de Integridade do Hábitat (IIH) para riachos da Amazônia Oriental, Pará, Brasil. A linha vertical representa a mediana, enquanto que o retângulo representa a distribuição dos interquartis (quartis 25 - 75%). EC = exploração convencional, círculos abertos (○) representam *outliers* e asteriscos (\*) representam *outliers* extremos.

No Índice de Integridade Biótica (IIB), nenhuma métrica potencial apresentou coeficiente de variação inferior a 0,1. Das 33 métricas mensuradas, sete foram sensíveis na distinção entre riachos referências e de áreas de EC: a riqueza percentual de Gymnotiformes, riqueza percentual de Lebiasinidae, abundância percentual de Lebiasinidae, abundância percentual de *Helogenes marmoratus*, abundância percentual de piscívoros, abundância percentual de bentônicos e abundância percentual de nectônicos. Altos valores de correlação foram observados para a métrica riqueza percentual de Lebiasinidae em relação à abundância percentual de Lebiasinidae ( $r_s = 0,72$ ) e em relação à abundância percentual de nectônicas ( $r_s = 0,70$ ). Nesse caso, apenas a riqueza percentual de Lebiasinidae foi excluída para o desenvolvimento do IIB (Fig 4, Tabela 1).

Dentre as métricas selecionadas para o desenvolvimento do IIB, a abundância percentual de Lebiasinidae foi a métrica com maior contribuição na distinção entre riachos referência (média = 8,14%; desvio padrão =  $\pm 4,12$ ) e áreas de EC (18,91%  $\pm 10,32$ ), seguido por abundância percentual de espécies bentônicas (Referência = 5,78%  $\pm 9,23$ ; EC = 15,38%  $\pm 11,52$ ), abundância percentual de espécies nectônicas (Referência = 29,07%  $\pm 12,36$ ; EC = 19,47%  $\pm 14,85$ ), abundância percentual de *Helogenes marmoratus* (Referência = 5,07%  $\pm 5,82$ ; EC = 1,24%  $\pm 2,08$ ), abundância percentual de espécies piscívoras (Referência = 6,89%  $\pm 3,02$ ; EC = 3,52%  $\pm 3,33$ ) e riqueza percentual de Gymnotiformes (Referência = 519,66%  $\pm 4,58$ ; EC = 16,31 %  $\pm 5,14$ ).

Tanto o Índice de Integridade do Hábitat (IIH) como o Índice de Integridade Biótica (IIB) foram desenvolvidos com um total de seis métricas cada. A pontuação do IIH variou de 0,4 a 8,8, enquanto que a do IIB variou de 1,2 a 9,5.





**Figura 4.** Métricas utilizadas no desenvolvimento do Índice de Integridade Biótica (IIB) para riachos da Amazônia Oriental, Pará, Brasil. A linha vertical representa a mediana, enquanto que o retângulo representa a distribuição dos interquartis (quartis 25 - 75%). EC = exploração convencional, círculos abertos (○) representam *outliers* e asterisco (\*) representa *outliers* extremos.

**Tabela 1** – Métricas potenciais utilizadas na elaboração do Índice de Integridade do Hábitat (IIH) e do Índice de Integridade Biótica (IIB). Também é apresentado o comportamento das métricas em cada critério de seleção, bem como seu comportamento em relação ao distúrbio. O código M seguido pelo número das métricas do IIB foi inserido exclusivamente na tabela para facilitar a visualização das correlações entre as métricas.

Métricas	Coeficiente de variação > 0,10		Nível de sensibilidade (Barbour et al., 1996)		Correlação de Spearman			Comportamento em relação ao distúrbio
	Valor	Inclusão no índice	Valor	Inclusão no índice	Métrica correlacionada	Coefficiente de correlação	Inclusão no índice	
Profundidade média do talvegue (XDEPTH_T)	0,37	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
Largura molhada média (XWIDTH)	0,24	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
Média da razão largura por profundidade (XWD_RAT)	0,21	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
% do substrato submerso por sedimento fino (XEMBED)	0,21	Sim	2	Sim	-	-	Sim	Aumenta
% de bancos de folhas (PCT_CL)	0,37	Sim	3	Sim	XCDENMID	-0,76	Sim	Aumenta
Diâmetro médio do substrato (Dgm)	1,39	Sim	3	Sim	-	-	Sim	Diminui
Heterogeneidade do fluxo (FLOW_H)	0,60	Sim	2	Sim	-	-	Sim	Diminui
Densidade média do dossel no meio do canal (XCDENMID)	0,10	Sim	3	Sim	PCT_CL W1_HALL	-0,76 -0,77	Não	Diminui

Densidade média do dossel na margem (XC DENBK)	0,07	Não	3	-	-	-	-	-	Diminui
Proporção média de solo exposto nas margens (XGB)	2,01	Sim	0a	Não	-	-	-	-	Diminui
Cobertura média do dossel (XC)	0,36	Sim	3	Sim	W1_HALL	-0,81	Sim		Diminui
Cobertura média total (XCMG)	0,13	Sim	0b	Não	-	-	-	-	Diminui
Número de madeiras grandes no canal (CWD)	0,62	Sim	1	Não	-	-	-	-	Diminui
Proporção média de abrigo natural para peixe (XFC_N)	0,33	Sim	0b	Não	-	-	-	-	Diminui
Índice de distúrbio antrópico (W1_HALL)	1,16	Sim	3	Sim	XCDENMID XC	-0,77 -0,81	Não		Aumenta
Vazão média (FLOW_X)	1,49	Sim	0a	Não	-	-	-	-	Diminui
Potencial hidrogeniônico da água (pH)	0,15	Sim	0b	Não	-	-	-	-	Diminui
Condutividade da água (Cond)	0,45	Sim	3	Sim	-	-	Sim		Aumenta
Oxigênio dissolvido (DO)	0,30	Sim	1	Não	-	-	-	-	Diminui
<b>Índice de Integridade Biótica (IIB)</b>									
Dominância (índice de Simpson) (M01)	0,22	Sim	0b	Não	-	-	-	-	Aumenta
% de riqueza de Characiformes (M02)	0,17	Sim	0a	Não	-	-	-	-	Aumenta
% de abundância de Characiformes (M03)	0,25	Sim	1	Não	-	-	-	-	Aumenta
% de biomassa de Characiformes (M04)	0,36	Sim	1	Não	-	-	-	-	Diminui

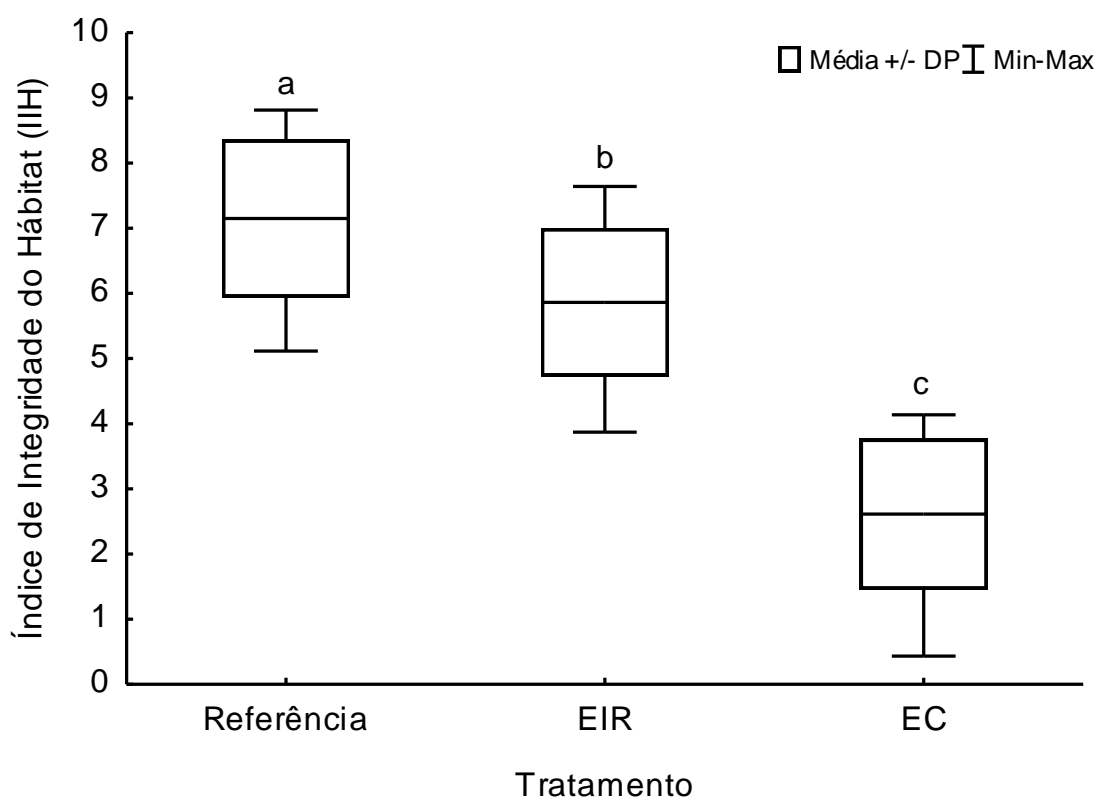
% de riqueza de Siluriformes (M05)	0,43	Sim	1	Não	-	-	-	Diminui
% de abundância de Siluriformes (M06)	0,98	Sim	1	Não	-	-	-	Diminui
% de biomassa de Siluriformes (M07)	0,67	Sim	1	Não	-	-	-	Diminui
% de riqueza de Gymnotiformes (M08)	0,27	Sim	2	Sim	-	-	Sim	Diminui
% de abundância de Gymnotiformes (M09)	0,82	Sim	1	Não	-	-	-	Diminui
% de biomassa de Gymnotiformes (M10)	0,77	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
% de riqueza de Perciformes (M11)	0,29	Sim	0b	Não	-	-	-	Aumenta
% de abundância de Perciformes (M12)	0,66	Sim	1	Não	-	-	-	Diminui
% de biomassa de Perciformes (M13)	0,68	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
% de riqueza de Characidae (M14)	0,40	Sim	1	Não	-	-	-	Diminui
% de abundância de Characidae (M15)	0,42	Sim	0a	Não	-	-	-	Diminui
% de biomassa de Characidae (M16)	0,52	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
% de riqueza de Lebiasinidae (M17)	0,33	Sim	3	Sim	(M18) (M 32)	0,72 -0,70	Não	Aumenta
% de abundância de Lebiasinidae (M18)	0,71	Sim	3	Sim	(M17)	0,72	Sim	Aumenta
% de biomassa de Lebiasinidae (M19)	0,67	Sim	0b	Não	-	-	-	Aumenta
% de <i>Gymnorhamphichthys petiti</i> (M20)	1,98	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
% de <i>Helogenes marmoratus</i> (M21)	1,39	Sim	3	Sim	-	-	Sim	Diminui
% de riqueza de piscívoros (M22)	0,42	Sim	1	Não	-	-	-	Diminui

% de abundância de piscívoros (M23)	0,81	Sim	2	Sim	-	-	Sim	Diminui
% de biomassa de piscívoros (M24)	0,59	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
% de riqueza de nectônicos (M25)	0,15	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
% de abundância de nectônicos (M26)	0,26	Sim	0b	Não	-	-	-	Aumenta
% de biomassa de nectônicos (M27)	0,35	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
% de riqueza de bentônicos (M28)	0,39	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
% de abundância de bentônicos (M29)	1,09	Sim	3	Sim	-	-	Sim	Aumenta
% de biomassa de bentônicos (M30)	0,87	Sim	0b	Não	-	-	-	Aumenta
% de riqueza de nectobentônicos (M31)	0,16	Sim	0b	Não	-	-	-	Diminui
% de abundância de nectobentônicos (M32)	0,54	Sim	3	Sim	(M17)	-0,7	Sim	Diminui
% de biomassa de nectobentônicos (M33)	0,26	Sim	0b	Não	-	-	-	Aumenta

---

### 3.2 Validação dos índices

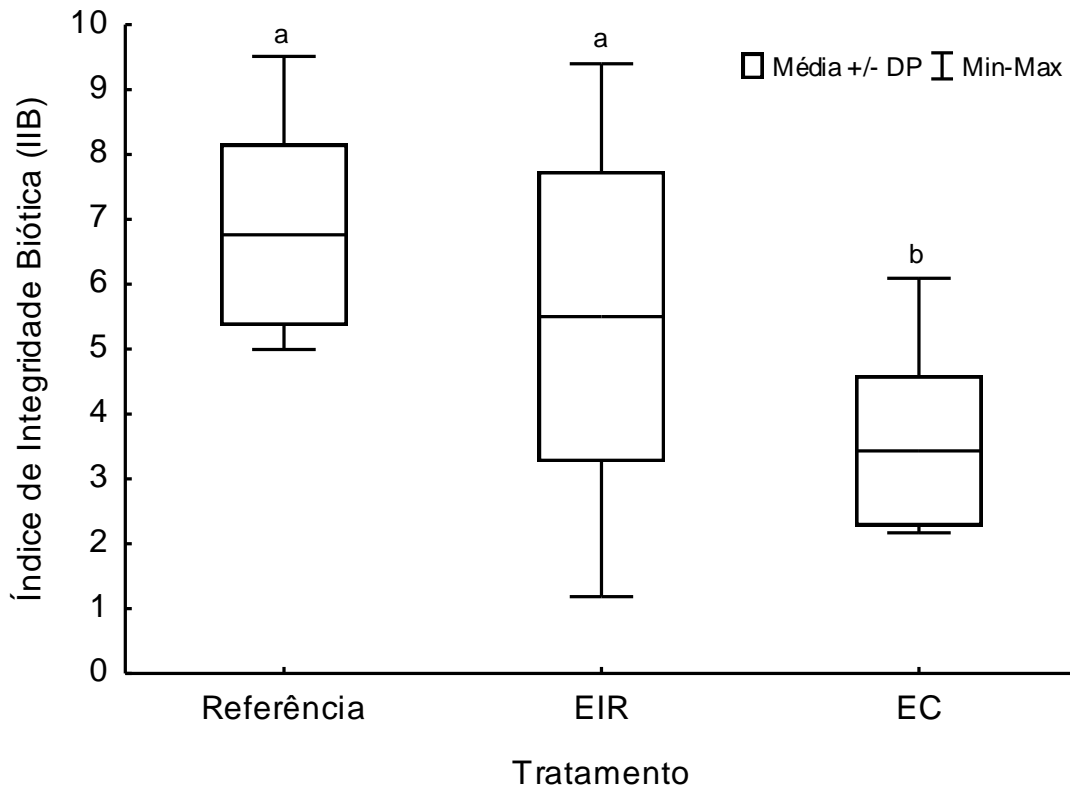
Em áreas de Exploração de Impacto Reduzido (EIR) o IIH variou de 3,9 a 7,6, apresentando valores intermediários em relação àqueles obtidos em riachos referência e em áreas de EC. Com exceção da métrica heterogeneidade do fluxo (FLOW\_H), que apresentou altos valores em áreas de EIR, similares ao de áreas de EC, todas as demais apresentaram valores intermediários às áreas de referência e de EC quando avaliadas individualmente (Apêndices A.1). Diferenças foram observadas para o IIH entre os tratamentos avaliados ( $F_{(2, 44)} = 48,31, p < 0,01$ ). Riachos em áreas de EIR apresentaram valor médio de IIH duas vezes maior do que em áreas de EC e uma vez menor do que em riachos de áreas referência (Fig. 5). De acordo com o teste a posteriori de Tukey, o IIH em riachos que drenam áreas de EIR diferiu tanto de áreas referência ( $p < 0,01$ ) como de áreas de EC ( $p < 0,01$ ).



**Figura 5.** Variação da pontuação do Índice de Integridade do Hábitat (HII) entre riachos que drenam áreas não exploradas (referência), áreas de exploração de impacto reduzido (EIR) e áreas de exploração convencional (EC). Letras diferentes acima de cada tratamento representam diferenças significativas entre os mesmos.

A pontuação do IIB em áreas de EIR variou de 1,40 a 9,92, mas ao contrário do IIB apresentou um alto desvio padrão. A pontuação média desse índice também apresentou valores intermediários quando comparada a riachos de áreas referência e de EC. Contudo, quando consideradas individualmente, apenas as métricas abundância percentual de espécies bentônicas ( $6,91 \% \pm 7,37$ ), abundância percentual de *Helogenes marmoratus* ( $3,57 \% \pm 3,19$ ) e abundância percentual de piscívoros ( $6,26 \% \pm 5,39$ ) apresentaram valores intermediários em área de EIR. Por outro lado, Quando comparadas a riachos de áreas referência, áreas de EIR foram as que registraram os maiores valores de riqueza percentual de Gymnotiformes ( $21,07 \% \pm 4,94$ ) e abundância percentual de nectobentônicas ( $29,01 \% \pm 12,36$ ), e os menores valores de riqueza percentual de Lebiasinidae ( $8,14 \% \pm 4,12$ ).

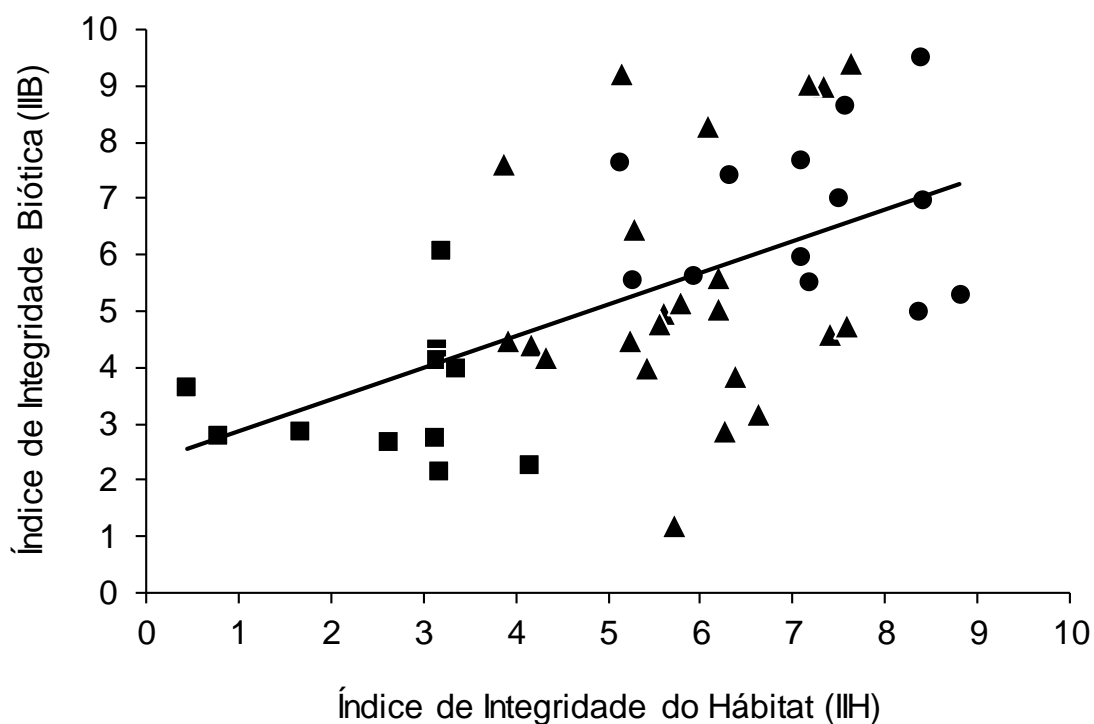
Diferenças entre os tratamentos também foram observadas para a pontuação do IIB ( $F_{(2,44)} = 8,18$ ;  $p < 0,01$ ). Riachos em áreas de EIR apresentaram uma pontuação média de IIB uma vez e meia maior do que em áreas de exploração convencional e aproximadamente uma vez menor do que riachos de áreas referência. De acordo com o teste a posteriori de Tukey, o IIB diferiu apenas entre riachos localizados em áreas de EIR e áreas de EC ( $p < 0,01$ ), não diferindo entre riachos de áreas de EIR e de áreas referência ( $p = 0,46$ ) (Figura 6).



**Figura 6.** Variação da pontuação do Índice de Integridade Biótica (IIB) entre riachos que drenam áreas não exploradas (referência), áreas de exploração de impacto reduzido (EIR) e áreas de exploração convencional (EC). Letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos.

O modelo de regressão simples não evidenciou relação entre os índices e o gradiente temporal de exploração observado em áreas de EIR (HII:  $R^2 = 0,10$ ;  $p = 0,15$ ; IBI:  $R^2 < 0,01$ ,  $p = 0,9$ ). Por fim, o modelo de regressão simples entre os índices mostrou que 28% da variação do IIB foi explicada pela variação do IIH ( $R^2 = 0,28$ ,  $p < 0,01$ ), e que para cada aumento de um ponto no IIH ocorreu um aumento de 0,56 na pontuação do IIB ( $y = 0,56 x + 2,52$ ) (Figura 7).





**Figura 7.** Modelo de regressão simples entre o Índice de Integridade do Hábitat (IIIH) e o Índice de Integridade Biótica (IIB) ( $R^2 = 0,28$ ,  $p < 0,01$ ;  $y = 0,56x + 2,52$ ) considerando os 47 riachos amostrados na bacia do rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil, em áreas de não exploradas e sujeitas a diferentes métodos de exploração madeireira. Quadrados (■) representam riachos amostrados em áreas de exploração convencional (EC), triângulos (▲) representam riachos localizados em áreas de exploração de impacto reduzido (EIR) e círculos (●) representam riachos em áreas não exploradas (referência).

#### 4. Discussão

Diferenças encontradas na integridade dos riachos sob diferentes mecanismos de exploração madeireira (EC e EIR), quando comparados a riachos de áreas não exploradas (referência) reforçam a importância dos índices multimétricos como ferramenta de avaliação do efeito dessa atividade sobre a integridade ecológica de riachos amazônicos. Em ambos os índices se registrou uma menor integridade dos riachos em área de Exploração Convencional (EC) quando comparados a Exploração de Impacto Reduzido (EIR), destacando a eficiência desse manejo em amenizar perdas na integridade dos riachos resultantes da atividade de exploração madeireira. Por outro lado, riachos em áreas manejadas evidenciaram baixos valores de integridade quando comparados a riachos referência, com o IIIH diferindo entre esses dois tratamentos. Para ambos os

índices, o gradiente temporal de exploração observado em áreas de EIR não afetou a integridade dos riachos.

De acordo com o IHH, métricas relacionadas à estrutura da vegetação ripária e a características do substrato foram as que tiveram maior contribuição na distinção entre riachos referência e em áreas de exploração madeireira. Embora essa atividade não exija uma supressão total da vegetação, em ambos os métodos de exploração (EC e EIR) observa-se a mortalidade de árvores não selecionadas para o corte, que juntamente com a construção de estradas (fundamentais no transporte das toras) e trilhas de arraste, causam importantes mudanças na paisagem (Holmes et al., 2002; Schulze e Zweede, 2006). Em um contexto hidrográfico, a estrutura hierárquica das bacias (Frissell et al., 1986) faz com que alterações na paisagem reflitam negativamente na estrutura da vegetação ripária, que também sofre mudanças como a perda de cobertura florestal (Ferreira et al., 2005; Mendes-Toríbio, 2014).

O aumento na porcentagem do substrato submerso em sedimento fino em áreas de EC pode estar associado a alterações na paisagem, bem como na estrutura da vegetação ripária. De acordo com Allan, 2004 essas alterações resultam em importantes mudanças na estrutura e composição do substrato dos riachos. A perda de cobertura florestal, somada à compactação do solo, que também são observadas em áreas de exploração madeireira (van Kuijk et al., 2009), permite que eventos como as chuvas, frequentes nas regiões tropicais, atuem com maior intensidade na lixiviação do solo, de maneira que a entrada de sedimento fino no riacho passe a ser maior do que a quantidade naturalmente carregada pela vazão do mesmo (Dudgeon, 2000; Sutherland et al., 2002; Allan, 2004). O aumento na entrada de sedimentos também resulta em um aumento na concentração de íons e, conseqüentemente, na condutividade da água (McClain e Elsenbeer, 2001; Silva et al., 2012).

Perdas na cobertura de dossel e aumento na entrada de sedimentos finos e condutividade da água, também foram observados tanto em riachos da Amazônia equatoriana localizados em áreas de exploração convencional (Bojsen e Barriga, 2002), como em riachos da Amazônia Central (Dias et al., 2010) e do norte da Guiana Francesa (Allard et al., 2015), localizados em áreas de EIR. Tais alterações foram associadas à perda de estrutura florestal, resultantes da retirada de madeira, e também à presença de redes de estradas, que são fundamentais para a exploração madeireira e contribuem para a entrada de sedimento nos riachos. Dessa forma, métricas como cobertura média do dossel (XC), porcentagem do substrato submerso por sedimento fino (XEMBED),

diâmetro médio do substrato (Dgm) e condutividade da água (Cond) devem ser consideradas essenciais na elaboração de índices multimétricos que avaliem o efeito da exploração madeireira sobre a integridade ecológica de riachos tropicais.

As métricas porcentagem de banco de folha (PCT\_CL) e heterogeneidade do fluxo (H\_FLOW) foram as únicas que apresentaram um padrão de variação inverso ao observado em riachos de outras regiões da Amazônia sujeitas à exploração madeireira (Bojsen e Barriga, 2002; Davies et al., 2005; Dias et al., 2010). Distúrbios antrópicos podem resultar em alterações opostas nas características do fluxo dos riachos. Em alguns estudos, a compactação do solo e a perda de mecanismos de retenção (ex. pedaços de madeira e folhas) contribuem para um aumento do fluxo (Nessimian et al., 2008; Dias et al., 2010; Coe et al., 2011). Por outro lado, o aumento na entrada de sedimentos também pode resultar na perda de ambientes de corredeira e na homogeneização do fluxo, levando ao predomínio de ambientes de fluxo lento (Burrows et al., 2012). Por outro lado, o aumento na entrada de sedimento também pode resultar na perda de ambientes de corredeira e uma homogeneização desse fluxo devido ao predomínio de ambientes de fluxo lento (Burrows et al., 2012). Por esse motivo, tais métricas devem ser cuidadosamente avaliadas ao serem inseridas em índices multimétricos que visem avaliar e monitorar o efeito da exploração madeireira na estrutura do hábitat de riachos amazônicos.

Em áreas de EC, a presença de vegetação ripária, mesmo que alterada, parece ser capaz de fornecer uma grande quantidade de folhas e fragmentos de matéria orgânica para o leito dos riachos, que de acordo com Allan e Castillo (2007), contribuem para a redução do fluxo da água. A presença de extensas redes de estradas e a sua influência na sedimentação dos riachos também pode ter contribuído para essa diminuição do fluxo da água, bem como para o barramento de matéria orgânica tal como bancos de folhas, que foram encontrados em maior quantidade nesses ambientes. A redução do fluxo da água, e sua heterogeneidade associada à entrada de sedimento fino no sistema também foram registradas por Jackson et al. (2007) para riachos de ambientes temperados, localizados em áreas de exploração madeireira, nesse caso atribuídas à entrada de fragmentos de madeira nesses sistemas.

No IIB, a abundância percentual de Lebiasinidae foi a métrica com maior contribuição na distinção da integridade biótica entre riachos referência e em áreas de EC. Abundantes em riachos da bacia Amazônica (Mendonça et al., 2005; Dias et al., 2010), as espécies dessa família apresentam hábito alimentar oportunista e vivem em ambientes

predominantemente lânticos, tais como bancos de macrófitas e remansos formados por fragmentos de galhos e folhas presentes nas margens dos riachos (Carvalho et al., 2007). Dessa forma, o aumento na abundância dessas espécies em áreas de EC pode estar diretamente associado à diminuição da vazão e homogeneização do fluxo observada nessas áreas.

A abundância percentual de espécies bentônicas também contribuiu na distinção da integridade dos riachos entre os tratamentos avaliados. Caracterizadas por viverem associadas ao fundo desses ambientes (Lincoln et al., 1995), tais espécies são normalmente descritas como negativamente afetadas pelo aumento no *input* de sedimentos, o qual reduz a disponibilidade de micro-hábitats utilizados para alimentação e reprodução das mesmas (Barkman e Rabeni, 1987; Ryan, 2010; Santos e Esteves, 2015). No entanto, no presente estudo, as espécies pertencentes a essa guilda possuem hábito predominantemente generalista e/ou criptobiótico, utilizando fragmentos de galhos, folhas e sedimentos finos como micro-hábitat para forrageio e abrigo (Zuanon et al., 2006). Consequentemente, a presença desses micro-hábitats em áreas de EC podem ter contribuído para o aumento na abundância dessas espécies.

Ao contrário das espécies bentônicas, a abundância percentual de espécies nectobentônicas foi positivamente correlacionada com a integridade dos riachos. Em muitos estudos, a ausência de informações sobre a biologia de peixes de riacho, contribuiu para que muitos índices multimétricos classificassem essas espécies apenas como bentônicas ou nectônicas (Bozzetti e Schulz, 2004; Casatti et al., 2009; Santos e Esteves, 2015). Contudo, estudos demonstram que uma parcela representativa da riqueza de peixes de riachos da Amazônia Oriental correspondem a espécies nectobentônicas (Brejão et al., 2013). Caracterizadas por viverem associadas ao substrato e também utilizarem porções da coluna d'água (Lincoln et al., 1995), as nectobentônicas possuem uma maior amplitude de nicho, quanto ao uso do hábitat, quando comparadas às bentônicas e nectônicas. Sendo assim, mudanças na estrutura do hábitat, tais como aumento na entrada de sedimento fino e perda na heterogeneidade do fluxo, observadas em áreas de EC, podem ter contribuído para uma redução na disponibilidade de micro-hábitat para essas espécies, resultando em uma redução na sua abundância. Diminuição no volume de hábitat devido à entrada de sedimentos finos também foi observada em riachos tropicais da região sudeste do Brasil, afetando negativamente a abundância de espécies nectônicas (Casatti et al., 2009).

Também foi selecionada para compor o IIB, a abundância percentual do Siluriformes *Helogenes marmoratus*, a qual foi positivamente relacionada à integridade biótica dos riachos. Caracterizada por habitar fragmentos de folhas e galhos, aglomerados ao longo do riacho e por se alimentar predominantemente de insetos alóctones capturados ao longo da superfície da água durante o período noturno (Vari e Ortega, 1986; Sazima, 2006; Brejão et al., 2013), *H. marmoratus* possui uma forte dependência da estrutura da vegetação ripária adjacente. Nesse sentido, um aumento na abundância dessa espécie pode ser considerado um importante indicador de qualidade dos riachos amazônicos. No presente estudo, embora riachos em áreas de EC tenham apresentado uma maior quantidade de folhas no leito, a presença desse substrato associado ao aumento de sedimento fino pode ter dificultado a utilização desse micro-hábitat pela espécie. Alterações na estrutura da vegetação ripária em áreas de EC também contribuem para a redução na abundância suas presas, uma vez que a maioria delas são insetos provenientes da vegetação adjacente.

Karr et al. (1986) foi o primeiro a propor o uso da proporção de indivíduos piscívoros como um indicador de qualidade ambiental. Altos valores da métrica abundância percentual de piscívoro indicam riachos relativamente saudáveis e que suportam uma estrutura trófica diversificada. A presença e abundância de piscívoros também tem sido utilizado em índices multimétricos para riachos tropicais da floresta Atlântica, contudo, tais métricas não foram consideradas sensíveis para distinguir riachos referência daqueles sujeitos a distúrbios (Bozzetti e Schulz, 2004; Terra et al., 2013). No presente estudo, as maiores abundâncias de piscívoros ocorreram em riachos com maiores valores de IIB. Essa relação corrobora a proposta de Karr et al. (1986), mostrando que essa métrica também pode ser considerada uma boa indicadora de qualidade ambiental em riachos amazônicos.

Utilizada pela primeira vez em índice multimétrico para avaliação da integridade de riachos tropicais, a porcentagem de riqueza de Gymnotiformes também se mostrou uma boa indicadora de qualidade ambiental. A ausência desta métrica em estudos anteriores pode ser atribuída ao fato de muitos dos trabalhos terem sido realizados na região sudeste do Brasil (Casatti et al., 2009; Terra e Araújo, 2011; Santos et al. 2015), nos quais a diversidade dessa ordem é baixa. No entanto, a bacia Amazônica, juntamente com as da Guiana e do Orinoco, é considerada o centro de diversidade dos Gymnotiformes, abrigando a maior riqueza de gêneros e espécies da ordem (Albert e Crampton, 2005). Além disso, os Gymnotiformes utilizam uma ampla variedade de micro-

hábitats, e uma maior riqueza dessas espécies pode ser um bom indicador de maior integridade ambiental. As variações dentro da ordem vão desde tolerantes à hipóxia e generalistas quanto ao uso do hábitat, como espécies do gênero *Gymnotus* (Casatti et al., 2009), até espécies que habitam estritamente bancos de areia e bancos de folha, como as dos gêneros *Gymnorhamphichthys* e *Steatogenys*, respectivamente (Zuanon et al., 2006; Sazima et al., 2006).

Dentre as métricas que compuseram o IBI, é importante destacar que ao contrário do que se esperava no presente estudo, riqueza percentual de Gymnotiformes, abundância percentual de Lebiasinidae e abundância percentual de espécies nectobentônicas não apresentaram valores intermediários em áreas de EIR quando comparadas aos demais tratamentos. Sendo assim, tais métricas devem ser cuidadosamente avaliadas para não superestimar a integridade de riachos em áreas de EIR. Uma alternativa para evitar essa superestimativa durante a aplicação do IIB na avaliação de riachos em áreas de EIR é a utilização apenas das métricas, abundância percentual de *H. marmoratus*, abundância percentual de espécies piscívoras e abundância percentual de espécies bentônicas. Contudo, uma simulação de elaboração do índice utilizando somente as três métricas sugeridas (não apresentada no presente estudo) apresentou um mesmo padrão de variação evidenciado no presente estudo. No IIB, as métricas porcentagem do substrato submerso por sedimento fino (XEMBED) e heterogeneidade do fluxo (H\_FLOW) também não apresentaram um valor médio intermediário em áreas de EIR. No entanto, os valores dessas variáveis foram muito próximos em áreas referências, reduzindo a possibilidade de uma superestimativa do índice.

Diferenças nos índices de integridade entre os diferentes métodos de exploração madeireira reforçam, tanto a eficiência destes em detectar mudanças na integridade dos riachos sujeitos a exploração madeireira, como a eficiência do manejo florestal (EIR) em manter a integridade desses ambientes quando comparadas a áreas de EC. O fato de riachos em áreas de EIR apresentarem um valor médio de IBI inferior, mas que não difere do obtido para riachos referência pode estar relacionado à alta plasticidade trófica, e capacidade de recolonização de trechos de riachos alterados, observada na maioria das espécies de peixes tropicais (Peterson e Bayley, 1993; Abelha et al., 2001). Essas características permitem que as assembleias de peixes suportem baixas intensidades de distúrbio e se mantenham em riachos alterados pela EIR, uma vez que as áreas onde essas atividades ocorrem em paisagens predominantemente florestadas.

Em paisagens predominantemente florestadas, também ocorrem em escalas de microbacias de drenagem, permitindo assim a existência de uma dinâmica similar à exemplificada no modelo de fonte e dreno (Schlosser, 1995). Por outro lado, diferenças no IHH entre áreas referência e de EIR pode ser um importante alerta de que a intensificação desse manejo, através da presença de um segundo ciclo de corte, pode intensificar a perda na integridade dos riachos passando a influenciar em componentes bióticos desse sistema. A ausência de uma recuperação da integridade ecológica dos riachos ao longo do gradiente temporal de EIR, reforça a possibilidade de uma intensificação na perda de integridade com a presença de novos ciclos de corte.

Embora muitas métricas utilizadas no IIB tenham sido associadas a variações de métricas utilizadas no IHH, apenas 28% da variação no IIB esteve relacionada com a variação do IHH, reforçando a complementaridade dos dois índices na avaliação da integridade de riachos em áreas de exploração madeireira na Amazônia. Características do habitat físico, que têm se mostrado diretamente relacionadas a mudanças no uso da terra (Leal et al., 2016), têm sido importantes preditoras das assembleias de peixes de riachos (Pusey e Arthington, 2003). Entretanto, alterações ambientais em macro escala, tais como mudanças climáticas (Frederico et al., 2016) ou mudanças na estrutura da paisagem ao longo das bacias de drenagem (Clapcott et al., 2012; Macedo et al., 2014), também podem resultar em importantes mudanças no habitat de riachos, que nem sempre resultarão em mudanças na estrutura das assembleias de peixes.

## 5. Referências

Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., ..., Stiassny, M. L., 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58, 403-414.

Abelha M.C.F., Agostinho A.A., Goulart E., 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta sci., Biol. sci.* 23, 425–434.

Albert, J.S., Crampton, W.G.R., 2005. Diversity and phylogeny of Neotropical electric fishes (Gymnotiformes). In: *Electroreception*. Springer New York, 2005. p. 360-409.

Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 35, 257-284.

- Allard, L., Popée, M., Vigouroux, R., Brosse, S., 2015. Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquat. Sci.* 1–11.
- Araújo, F.G., 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes do Rio Paraíba do Sul. *Rev. Brasil. Biol.* 58, 547-558.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G.E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J.S., Bastian, M.L., 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J N Am Benthol Soc.* 15, 185-211.
- Bicknell J.E, Struebig M.J. & Davies Z.G., 2015. Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. *J Appl Ecol.* 52, 379–388.
- Bojsen, B.H., Barriga, R., 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biol.* 47, 2246-2260.
- Bozzetti, M., Schulz, U.H., 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia.* 529, 133–144.
- Brejão, G.L., Gerhard, P., Zuanon, J. 2013. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotrop Ichthyol.* 11, 361-373.
- Burrows, R.M., Magierowski, R.H., Fellman, J.B., Barmuta, L.A., 2012. Woody debris input and function in old-growth and clear-felled headwater streams. *Forest Ecol Manag* 286, 73–80.
- Callisto, M., Alves, C.B.M., Lopes, J.M., Castro, M.A., 2014. Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidroelétricos. Cemig, Belo Horizonte, Brazil.
- Carvalho, L.N., Zuanon, J., Sazima, I., 2007. Natural history of Amazon fishes. In Del Claro, K., Oliveira, PS., Rico-Gray, V., Ramirez, A., Barbosa, A.A.A., Bonet, A., Scarano, F.R., Consoli, F.L., Garzon, F.J.M., Nakajima, J.N., Costello, J.A., Vinicius, M. (Eds.). *Encyclopedia of Life Support System*, Oxford: Eolss Publishers & UNESCO, pp. 1-24.



- Carvalho, R A., Tejerina-Garro, F.L., 2015. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams? *Ecol Freshw Fish.* 24, 317-328.
- Casatti, L., Ferreira, C.P., Langeani, F., 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623, 173–189.
- Castello, L., McGrath, D.G., Hess, L.L., Coel, M.T., Lefebvre, P.A. Petry, P., 2012 The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv Lett.* 6, 217 – 229.
- Coe, M.T., Latrubesse, E.M, Ferreira, M.E, Amsler, M.L., 2011. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry.* 105, 119–131.
- Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Foresberg, B.R., Pimentel, T.P., Luz, S.L.B., 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecol. Indic.* 18, 118-125.
- Datry, T., Moya, N., Zubieta, J., Oberdorff, T., 2016. Determinants of local and regional communities in intermittent and perennial headwaters of the Bolivian Amazon. *Freshwater Biol.* DOI:10.1111/fwb.12706.
- Dias A.M., Tejerina-Garro F.L., 2010. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotrop Ichthyol.* 8, 587–598.
- Dias, M.S., Magnusson, W.E., Zuanon, J., 2010. Effects of Reduced-Impact Logging on Fish Assemblages in Central Amazonia. *Conserv Biol.* 24, 278-286. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01299.x.
- Dudgeon, D., 2000. The ecology of tropical Asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31, 239–63.
- Faber-Langendoen, D., Hedge, C., Kost, M., Thomas, S., Smart, L., Smyth, R., Drake, J., Menard, S, 2012 a. Assessment of wetland ecosystem condition across landscape regions: a multi-metric approach. Part A. Ecological integrity assessment overview and field study

in Michigan and Indiana. U.S. Environmental Protection Agency report EPA/600/R-12/021a, Washington, DC.

Faber-Langendoen, D., Rocchio, J., Thomas, S., Kost, M., Hedge, C., Nichols, B., Walz, K., Kittel, G., Menard, S., Drake, J., Muldavin, E. 2012 b. Assessment of wetland ecosystem condition across landscape regions: a multi-metric approach. Part B. Ecological integrity assessment protocols for rapid field methods (L2). U.S. Environmental Protection Agency report EPA/600/R-12/021b, Washington, DC.

Foley, J. A., Asner, G. P., Costa, M. H., Coe, M. T., DeFries, R., Gibbs, H. K., Howard, E. A., Olson, S., Partz, J., Ramankutt, N., Snyder, P., 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Front Ecol Environ.* 5, 2255–2277.

Frederico, R.G., Olden, J.D., Zuanon, J., 2016. Climate change sensitivity of threatened, and largely unprotected, Amazonian fishes. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 26, 91–102.

Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., & Hurley, M.D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environ Manage.* 10, 199-214.

Froese, R, Pauly, D., 2015. FishBase. <http://www.fishbase.org>. (accessed 15.08.2015).

Helson, J.E., Willian, D.D., 2013. Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. *Ecol Indic.* 29, 167–178. DOI: /10.1016/j.ecolind.2012.12.030.

Holmes, T.P., Blate, G.M., Zweede, J.C., Pereira, R., Barreto, P., Boltz, F., Bauch, R., 2002. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecol Manag.* 163, 93-110. DOI:10.1016/S0378-1127(01)00530-8.

Hughes, R.M., Herlihy, A.T., Kaufmann R.P., 2010 An evaluation of qualitative indexes of physical habitat applied to agricultural streams in ten U.S states. *Am Water Resour As.* 46,792-806.

Hynes, H.B.N., 1960. *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool University Press, Liverpool, United Kingdom.

Juen, L., Cunha, E.J., Carvalho, F.G., Ferreira, M.C., Begot T.O., Andrade, A.L., Shimano Y., Leão, H., Pompeu P.S., Montag L.F.A., 2016. Effects of Oil Palm Plantations on the Habitat Structure and Biota of Streams in Eastern Amazon. *River Res. Applic.* DOI: 10.1002/rra.3050.

Kamdem-Toham, A., Teugels, G.G., 1999. First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia*. 397, 29-38.

Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 6, 21–27.

Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R., Schlosser I.J., 1986. Assessment of biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey Special Publication 5*, Champaign.

Kaufmann, P.R., 1993. Physical Habitat. In: R.M. Hughes (Ed.). *Stream Indicator and Design Workshop*. EPA/600/R-93/138. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Corvallis, Oregon, pp. 59-69.

Kaufmann, P.R., Levine, P., Robison, E.G., Seeliger, C., Peck, D.V., 1999. *Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams*. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Klemm, D. J., Blocksom, K. A., Fulk, F. A., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Davis, W. S. (2003). Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environ Manage.* 31, 0656-0669.

Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J. Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Thomson, J.R., Nally, R.M., Ferreira, J., Barlow, J., 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecol.* 31, 1725-1745. DOI: 10.1007/s10980-016-0358-x

Lincoln, R.J., Boxshall, G.A., Clark, P.F., 1995. Diccionario de ecología, evolución y taxonomía. Mexico, Fondo de Cultura Económica.

Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ligeiro, R., Ferreira, W. R., Castro, M. A., Junqueira, N. T., Oliveira, D. R., Firmiano, K. R., Kaufmann, P. R., Pompeu, P. S., Callisto, M., 2014. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecol.* 29, 1001–1016.

McClain, M.E., Elsenbeer, H., 2001. Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing, In: McClain, M. E., Victoria R. L., Richey, J. E. (Eds.), *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press, pp. 185 – 208.

Melo, S., Stenert, C., Dalzochio, M.S., Maltchik, L., 2015. Development of a multimetric index based on aquatic macroinvertebrate communities to assess water quality of rice fields in southern Brazil. *Hydrobiologia.* 742, 1–14. DOI: 10.1007/s10750-014-1957-7.

Moritz, C., Richardson, K.S., Ferrier, S., Monteith, G.B., Stanistic, J., Williams, S.E., Whiffin, T., 2001. Biogeographical concordance and efficiency of taxon indicators for establishing conservation priority in a tropical rainforest biota. *Proc R Soc. Lond. [Biol.]* 268, 1875-1881.

Morton, D.C., DeFries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O. Arai, E., del Bon Espirito-Santo, F., Freitas, R., Morissette, J., 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 103, 14.637 – 14.641. DOI:10.1073/pnas.0606377103.

Nepstad, D., Verissimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., Brooks, V., 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian Forests by Logging and Fire. *Nature.* 398, 505-508.

Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., De Marco Jr, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J.D., Juen, L., 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia.* 614, 117-131.

Nogueira, D.S., Calvão, L.B., Montag, L.F.A., Juen, L., De Marco Jr., P., 2016. Little effects of reduced-impact logging on insect communities in Eastern Amazonia. *Environ. Monit. Assess.* 188:441. DOI: 10.1007/s10661-016-5431-z.

- Peck, D.V., Herlihy, A.T., Hill, B.H., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Klemm, D.J., Lazorchak, J.M., McCormick, F.H., Peterson, S.A., Ringold, P.L Magee, T., Cappaert, M.R., 2006. Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters: Western Pilot Study Field Operations Manual for Wadeable Streams. EPA/620/R-06/003, USEPA, Washington, D.C., 322 pp.
- Peel, M.C, Finlayson, B.L, McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1633–1644.
- Peterson, J.T., Bayley, P.B., 1993. Colonization rates of fishes in experimentally defaunated warmwater streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 122, 199–207.
- Pusey B.J., Arthington A.H., 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Mar Freshwater Res*, 54, 1–16.
- Putz F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecol Manag.* 256, 1427–1433. DOI:10.1016/j.foreco.2008.03.036.
- Putz F.E., Zuidema P.A., Synnott T., Peña-Claros M., Pinard M.A., Sheil D., Vanclay J.K., Sist P., Gourlet-Fleury S., Griscon B., Palmer J., Zagt R., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conserv Lett*, 5, 296–303.
- Reis, R.E., Albert, J.S., Di Dario, F., Mincarone, M.M., Petry, P., Rocha, L.A., 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *J Fish Biol.* 89, 12-47.
- Ruaro, R., Gubiana, E.A., 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecol Indic.* 29, 105–110. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.12.016.
- Sabogal C., Silva J.N.M., Zweede J., Pereira Júnior R., Barreto P. & Guerreiro C.A. 2000. Diretrizes técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de terra firme na Amazônia Brasileira. Embrapa Amazônia Oriental, Belém.

- Santos, F.B., Esteves, K.E., 2015. A Fish-Based Index of Biotic Integrity for the Assessment of Streams Located in a Sugarcane-Dominated Landscape in Southeastern Brazil. *Environ. Manage.* 56, 532–548. DOI: 10.1007/s00267-015-0516-y.
- Sazima, I., Carvalho, L. N., Mendonça, F. P., Zuanon, J., 2006. Fallen leaves on the waterbed: diurnal camouflage of three night active fish species in an Amazonian streamlet. *Neotrop Ichthyol.* 4, 119-122.
- Schamberger, M., Farmer, A.H., Terrell, J.W., 1982. Habitat Suitability Index Models: An Introduction. FWS/OBS-82/10, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., 2 pp.
- Schulze, M., Zweede, J., 2006. Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon. *Forest Ecol Manag.* 236, 56-64.
- Schlosser, I.J., 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, 303, 71-81.
- Silva, D.M.L., Camargo, P.B., Mc Dowell, W.H., Vieira, I. Salomão, M.S.M.B, Martinelli, L.A., 2012. Influence of land use changes on water chemistry in streams in the State of São Paulo, southeast Brazil. *An. Acad. Bras. Ciênc.*, 84, 919-930.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* 38, 913-920.
- Terra, B.F., Araújo, F.G., 2011. A preliminary fish assemblage index for a transitional river reservoir system in southeastern Brazil. *Ecol. Ind.* 11, 874–88.
- Terra, B.F., Hughes, R.M., Francelino, M.R., Araujo, F.G., 2013. Assessment of biotic condition of Atlantic Rain Forest streams: A fish-based multimetric approach. *Ecol Indic.* 34, 136– 148. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.05.001.
- Uieda, V.S., Castro, R.M.C., 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: Caramaschi, E.P., Mazzoni, R., Peres-Neto, P.R., *Ecologia de Peixes de Riachos (Eds.) Série Oecologia Brasiliensis, Vol. VI. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.* pp. 1-22.

van Kuijk M, Zagt R.J, Putz F.E. 2009. Effects of certification on forest biodiversity. Report commissioned by Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL). Wageningen: Tropenbos International.

Vari, R. P., Ortega H., 1986. The catfishes of the neotropical family Helogenidae (Ostariophysi: Siluroidei). *Smithsonian Contributions to Zoology*. 442, 1–20.

Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. (1991). Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.

Zalack, J.T., Smucker, N.J., Vis, M.L., 2010. Development of a diatom index of biotic integrity for acid mine drainage impacted streams. *Ecol Indic.* 10, 287–295. DOI:10.1016/j.ecolind.2009.06.003.

Zar J. H. (2010). *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.

Zuanon, J., Bockmann, F.A., Sazima, I., 2006. A remarkable sand-dwelling fish assemblage from central Amazonia, with comments on the evolution of psammophily in South American freshwater fishes. *Neotrop Ichthyol.* 4, 107-118.

## Apêndices

### Apêndice 01

Apresentação dos valores de média e desvio padrão das métricas potenciais proposta para elaboração do Índice de Integridade do Hábitat (IIH) e do Índice de Integridade Biótica (IBI), em riachos da bacia do Rio Capim, Amazônia Oriental, Pará, Brasil.

Métricas	Referência		Exploração de Impacto Reduzido (EIR)		Exploração Convencional (EC)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
<b>Índice de Integridade do Hábitat (IIH)</b>						
Profundidade média do talvegue (XDEPTH_T)	23,85	10,79	22,02	8,29	22,17	5,51
Largura molhada média (XWIDTH)	2,18	0,60	2,40	0,56	1,97	0,35
Média da razão largura por profundidade (XWD_RAT)	9,81	1,75	11,50	3,63	9,78	2,55
% do substrato submerso por sedimento fino (XEMBED)	53,72	13,26	52,93	17,86	62,69	8,60
% de bancos de folhas (PCT_CL)	29,80	11,04	33,63	13,24	49,01	10,45
Diâmetro médio do substrato (Dgm)	745,71	767,92	380,50	364,20	135,85	173,53
Heterogeneidade do fluxo (FLOW_H)	0,15	0,07	0,17	0,07	0,08	0,05
Densidade média do dossel no meio do canal (XCENMID)	90,43	4,25	93,27	3,00	76,76	3,99
Densidade média do dossel na margem (XCENBK)	94,65	3,65	96,43	2,32	84,64	3,63
Proporção média de solo exposto nas margens (XGB)	1,55	2,39	0,54	1,23	0,21	0,33
Cobertura média do dossel (XC)	67,95	11,89	48,81	10,51	38,07	13,67
Cobertura média total (XCMG)	175,16	23,15	127,62	23,24	159,86	17,45
Número de madeiras grandes no canal (CWD)	21,28	13,32	27,13	28,19	14,12	6,27
Proporção média de abrigo natural para peixe (XFC_N)	109,69	37,71	112,92	34,04	93,43	28,07
Índice de proximidade de distúrbio antrópico (W1_HALL)	0,00	0,00	0,14	0,18	0,94	0,22
Vazão média (FLOW_X)	0,03	0,04	0,03	0,04	0,01	0,01
Potencial hidrogeniônico da água (pH)	5,09	0,93	4,55	0,24	4,78	0,36
Condutividade da água (Cond)	0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,01
Oxigênio dissolvido (DO)	6,06	1,30	6,51	1,11	4,66	1,74
<b>Índice de Integridade Biótica (IIB)</b>						
Dominância (índice de Simpson)	0,71	0,15	0,73	0,17	0,75	0,14
% de riqueza de Characiformes	38,84	6,23	39,23	6,34	42,07	6,63
% de abundância de Characiformes	65,49	17,89	63,37	19,46	76,51	15,64



% de biomassa de Characiformes	50,71	19,36	50,09	19,26	56,27	19,14
% de riqueza de Siluriformes	18,66	7,75	16,75	6,91	15,48	5,15
% de abundância de Siluriformes	7,22	6,58	6,50	5,80	5,21	5,45
% de biomassa de Siluriformes	12,06	7,10	11,03	9,35	9,02	6,67
% de riqueza de Gymnotiformes	19,66	4,28	21,07	4,96	16,31	5,71
% de abundância de Gymnotiformes	8,60	6,33	9,12	5,67	5,54	4,97
% de biomassa de Gymnotiformes	15,21	11,59	15,92	9,03	14,41	11,67
% de riqueza de Perciformes	15,81	5,86	14,37	4,23	18,36	3,02
% de abundância de Perciformes	14,50	7,59	18,00	11,18	10,81	9,40
% de biomassa de Perciformes	18,29	12,66	18,64	12,11	17,90	7,81
% de riqueza de Characidae	15,80	4,43	14,73	4,91	10,98	5,86
% de abundância de Characidae	47,53	17,66	46,94	20,36	39,78	20,17
% de biomassa de Characidae	21,88	9,95	24,50	13,95	23,93	13,10
% de riqueza de Lebiasinidae	8,53	2,40	9,52	3,12	12,21	3,27
% de abundância de Lebiasinidae	8,14	4,54	7,52	5,58	18,91	10,39
% de biomassa de Lebiasinidae	7,78	5,29	6,38	4,95	8,76	6,34
% de <i>Gymnorhamphichthys petiti</i>	2,77	4,19	3,08	4,30	1,70	4,97
% de <i>Helogenes marmoratus</i>	5,07	5,63	3,57	3,22	1,24	2,11
% de riqueza de piscívoros	15,61	7,01	15,66	5,55	12,84	4,27
% de abundância de piscívoros	6,89	4,82	6,26	4,70	3,52	3,31
% de biomassa de piscívoros	23,09	13,27	22,48	14,92	21,58	10,72
% de riqueza de nectônicos	37,58	5,08	39,53	8,11	36,95	6,56
% de abundância de nectônicos	65,02	13,50	61,25	18,32	64,90	20,10
% de biomassa de nectônicos	40,15	10,82	39,63	13,84	39,92	16,98
% de riqueza de bentônicos	19,45	9,49	16,17	11,43	19,82	4,93
% de abundância de bentônicos	5,78	9,08	6,91	7,48	15,38	12,34
% de biomassa de bentônicos	6,43	7,28	9,22	10,30	9,63	6,46
% de riqueza de nectobentônicos	45,71	8,73	45,07	6,76	43,60	5,99
% de abundância de nectobentônicos	29,07	11,15	31,40	15,49	19,47	14,53
% de biomassa de nectobentônicos	53,42	11,75	51,14	12,17	50,44	14,09

## Considerações finais

Assim como evidenciado para ecossistemas terrestres, a exploração madeireira na Amazônia influenciou em diferentes e intensidades, a integridade ecológica de riachos, com efeitos tanto na estrutura do hábitat, como na sua assembleia de peixes. Os efeitos foram mais intensos em áreas de Exploração Convencional (EC) do que em áreas de Exploração de Impacto Reduzido (EIR). As principais alterações observadas no hábitat físico dos riachos foram a perda de cobertura de dossel, aumento no input de sedimentos finos e matéria orgânica, e homogeneização da vazão, além do aumento da temperatura e condutividade da água, e diminuição do oxigênio dissolvido na mesma.

Riachos em áreas de EC foram os únicos que diferiram quanto à composição das assembleias de peixes. Dentre as espécies responsáveis por tais mudanças, podemos destacar *Curimatopsis crypticus* e *Rineloricaria* sp. que possuem hábitos alimentares detritívoro e pastador, respectivamente, que são constantemente descritos como associados a ambientes alterados. Em áreas de EIR, alterações nas assembleias de peixe foram evidentes apenas em relação ao gradiente temporal de exploração. Áreas recentemente exploradas apresentaram uma maior abundância relativa quando comparadas a áreas mais antigas e que possui um maior período de recuperação após a EIR. As espécies com maior abundância foram aquela com comportamento criptobiótico, e que habitam preferencialmente ambientes com presença de sedimentos finos e fragmentos de matéria orgânica, tais como *Rhamdia muelleri* e *Nannacara cf. taenia*, as quais não foram observadas em riachos de áreas não exploradas, e *Ituglanis amazonicus* e *Pimelodella* sp. que ocorreram em áreas não exploradas, mas em abundância muito abaixo da observada em áreas de EIR.

Embora as alterações na estrutura das assembleias de peixes tenham sido associadas ao efeito das alterações no hábitat sobre as características ecológicas das espécies, a exploração madeireira não afetou a diversidade funcional dessas assembleias. Contudo, algumas das alterações no hábitat de riachos associadas a ambos os métodos de exploração madeireira estiveram diretamente relacionadas a características funcionais associadas a estratégias generalistas, que por sua vez são constantemente associadas a áreas alteradas. Dessa forma, ambos os métodos de exploração devem ser cuidadosamente avaliados quanto ao efeito na integridade ecológica dos ecossistemas de riachos.

Ainda que a EIR tenha se mostrado menos danosa do que a EC, em relação a integridade ecológica dos riachos, é importante ressaltar que no presente estudo o efeito dessa atividade foi avaliado considerando apenas uma escala local. Entretanto, a característica dendrítica desses ambientes os torna fortemente influenciáveis pela paisagem ao longo de toda a bacia de drenagem, reforçando a necessidade de estudos que avaliem essa atividade em uma escala espacial mais ampla. Em um contexto de paisagem, as áreas de EIR estudadas ainda estão fortemente interconectadas a florestas não exploradas, que por sua vez podem contribuir para uma melhor manutenção da biodiversidade nas áreas de EIR, exercendo o papel de áreas fonte. Além disso, até o presente todas as áreas na Amazônia exploradas através da EIR experimentaram apenas um único ciclo de corte, o que dificulta uma avaliação mais robusta sobre o real efeito dessa atividade nos riachos.

Apesar do crescente número de estudos avaliando o efeito da exploração madeireira na integridade ecológica de riachos amazônicos, é fundamental que estrutura do habitat e da biodiversidade de riachos seja incluída no monitoramento de atividades como a EC, bem como em diretrizes técnicas para realização da EIR. A adoção de tais medidas pode ser uma importante estratégia para uma melhor compreensão dos seus efeitos sobre esses ambientes, além de subsidiar a implementação de medidas mitigadoras para esses distúrbios.

## Referências introdução geral

Albert, J.S. (2001). Species diversity and phylogenetic systematics of American knifefishes (Gymnotiformes, Teleostei). *Miscellaneous Publications of the Museum of Zoology, University of Michigan*, N°. 190. p.135.

Allan, J.D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257-284.

Allan, J.D., Castillo, M.M. (2007). *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Springer, Dordrecht, p. 429.

Allard, L., Popée, M., Vigouroux, R., Brosse, S. (2015). Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquatic Sciences*, 78, 1-11.

Almeida, O.T., Uhl, C., (1998). *Planejamento do Uso do Solo do Município de Paragominas/Oriana Trindade e Christopher Uhl. Série Amazônia N° 09 - Belém: Imazon, 1998. p. 46.*

American Veterinary Medical Association (2013). *AVMA Guidelines for the Euthanasia of Animals: 2013 Edition 38*, Schaumburg, Illinois. Disponível em: <https://www.avma.org/KB/Policies/Documents/euthanasia.pdf>

Asner, G.P., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J., Keller, M., Knapp, D.E., Silva, J.N., (2006). Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proc Natl Acad Sci*. 103, 12947-12950.

Barlow, J., Ewers, R.M., Anderson, L., Aragão, L.E.O.C., Baker T.R., Boyd, E., Feldpausch, T.R., Gloor, E., Hall, A., Malhi, Y., Milliken, W., Mulligan, M., Parry, L., Pennington, T., Peres, C.A., Phillips O.L., Roman-Cuesta, R.M., Tobias J.A., Gardner, T.A. (2011). Using learning networks to understand complex systems: a case study of biological, geophysical and social research in the Amazon. *Biological Reviews*. 86, 457-474.

Barros, A.C., Verissimo, A., (2002). *A Expansão madeireira na Amazônia: Impactos e perspectivas para o desenvolvimento sustentável no Pará*, Imazon, Belém. p.143.

Bicknell, J.E, Struebig, M.J., Davies, Z.G. (2015). Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. *Journal of Applied Ecology*, 52, 379-388.

Bicknell, J., Peres, C., (2010). Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. *Forest Ecology and Management*. 259, 2267-2275.

Callisto M., Alves C.B.M., Lopes J.M. & Castro M.A. (2014). Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidroelétricos. Cemig, Belo Horizonte, Brazil. p. 264.

Calvão, L.B., Nogueira, D.S., Montag, L.F.A., Lopes, M.A., Juen, L. (2016). Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging? *Forest Ecology and Management* 382, 143-150.

Castro-Arellano, I., Presley, S.J., Saldanha, L.N., Willig, M.R., Wunderle, J.M., (2007). Effects of reduced impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia. *Biological Conservation*. 138, 269-285.

Dias, M.S., Magnusson, W.E., Zuanon, J., 2010. Effects of Reduced-Impact Logging on Fish Assemblages in Central Amazonia. *Conserv Biol*. 24, 278-286.

Espírito-Santo H.M.V., Magnusson W.E., Zuanon J., Mendonça F.P. & Landeiro V.L. (2009). Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. *Freshwater Biology*, 54, 536-548.

Fearnside, P.M. (2005). Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. *Megadiversidade*. 1, 113-123.

Foley, J. A., Asner, G. P., Costa, M. H., Coe, M. T., DeFries, R., Gibbs, H. K., Howard, E. A., Olson, S., Partz, J., Ramankutt, N., Snyder, P. (2007). Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 5, 2255-2277.

Frissell C.R., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10, 199-214.

Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C.A., Peres, C.A., Sodhi, N.S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12, 561-582.

Geist, H.J., Lambin, E.F. (2001) What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. *Land-Use and Land-Cover Change (LUCC), Report Series; 4*, Ciaco Printshop, Belgium, p.111.

Gery, J. (1977). *Characoids of the world*. Thf Publications, New Jersey, p. 672.

Haines-Young, R., (2009). Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy*, 26, S178-S186.

Holmes, T.P., Blate, G.M., Zweede, J.C., Pereira, R., Barreto, P., Boltz, F., Bauch, R., (2002). Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecology Management*, 163, 93-110.

Hubbell, S.P., He, F., Condit, R., Borda-de-Água, L., Kellner, J., Ter-Steege, H., (2008). How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 105, 11498-11504.

Hynes H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Verhandlungin Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie* 19, 1-15.

ITTO - International Tropical Timber Organization, (2015). Annual report 2014. p.61.

Junk W.J, Furch, K., (1993). A general review of tropical South American floodplains. *Wetlands Ecology and Management*. 2, 231-238.

Kaufmann R.P., Levine, P. George Robison, E., Seeliger, C., Peck D.V. (1999). Quantifying physical habitat in wadeable streams. U.S. Environmental Protection Agency.

Kormos C.F. & Zimmerman B.L. (2014). Response to Putz et al., Sustaining Conservation Values in Selectively Logged Tropical Forests: The Attained and the Attainable. *Conservation Letter*, 7, 143-144.

Kullander, S.O. (1986). Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru. Dept. of Vertebrate Zoology, Research Division, Swedish Museum of Natural History.

Macedo, M., Castello, L., (2015). State of the Amazon: Freshwater connectivity and ecosystem health. D. Oliveira, C. C. Maretti, S. Charity (eds). WWF Living Amazon Initiative. Brasília, Brazil. p. 136.

Malhi, Y., Gardner, T.A., Goldsmith, G.R., Silman, M.R., Zelazowski, P., (2014). Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39, 125-159.

Monteiro, M.A., Silva, R.P., Amaral, M.D.B., (2013). Desmatamento na Amazônia brasileira: desocultando o papel da produção de carvão vegetal nas mudanças espaciais recentes. In: III Encontro da Associação Nacional de Pós-graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade - ANPPAS, 1, 1-12.

Morton, D.C., DeFries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O. Arai, E., del Bon Espirito-Santo, F., Freitas, R., Morissette, J., (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 103, 14.637 - 14.641.

Nepstad, D. Verissimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., Brooks, V., (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian Forests by Logging and Fire. *Nature*. 398, 505-508.

Nogueira D.S., Calvão L.B., Montag L.F.A., Juen L.& De Marco Jr P. (2016). Little effects of reduced-impact logging on insect communities in eastern Amazonia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-20.

Palmer, M.A., Richardson, D.C., (2009). Provisioning Services: A Focus on Fresh Water. In: Levin, S.A., Carpenter, S.R, Godfray, H.C.J., Kinzig, A.P., Loreau, M., Losos, J.B., Walker, B., Wilcove, D.S. (Eds.). *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University, Princeton, pp. 625-634.

Peck, D.V., Herlihy, A.T., Hill, B.H., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Klemm, D.J., Lazorchak, J.M., McCormick, F.H., Peterson, S.A., Ringold, P.L., Magee, T., Cappaert, M.R., (2006). *Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters:*

Western Pilot Study Field Operations Manual for Wadeable Streams. EPA/620/R-06/003, USEPA, Washington, D.C., p. 322.

Peel M.C, Finlayson B.L & McMahon T.A. (2007). Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, **4**, 439-473.

Pereira, J.M., (1997). O processo de ocupação e de desenvolvimento da Amazônia A implementação de políticas públicas e seus efeitos sobre o meio ambiente. *Revista de Informação Legislativa*, Brasília, 34, 75-86.

Peres, C.A., (2005). Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology*. 19,728-733.

Prudente, B.S, Pompeu, P.S., Juen, L., Montag, L.F.A., (no prelo). Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology*. doi: 10.1111/fwb.12868.

Pusey, B.J., Arthington, A.H. (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*. 54, 1-16.

Putz F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., (2008). Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecology Management*. 256, 1427-1433.

Putz F.E., Zuidema P.A., Synnott T., Peña-Claros M., Pinard M.A., Sheil D., Vanclay J.K., Sist P., Gourlet-Fleury S., Griscon B., Palmer J., Zagt R., (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5, 296-303.

Sabogal, C., Silva, J.N.M., Zweede, J., Pereira Júnior, R., Barreto, P., Guerreiro, C.A., (2000). Diretrizes técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de terra firme na Amazônia Brasileira. Projeto Manejo floresta sustentável em escala comercial na Amazônia brasileira, EMBRAPA-CIFOR.

Seppelt, R., Lautenbach, S., Volk, M., (2013). Identifying trade-offs between ecosystem services, land use, and biodiversity: a plea for combining scenario analysis and



optimization on different spatial scales. *Current Options in Environmental Sustainability*. 5, 458-463.

Sist, P., Ferreira, F.N., (2007). Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*. 243, 199-209.

Strahler, A.N., (1957). *Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology*. American Geophysical Union Transactions 38, 913-920.

Tejerina-Garro, F.L., Maldonado, M., Ibañez, C., Pont, D., Roset, N., Oberdorff, T., (2005). Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 48, 91-108.

Van Kuijk, M., Putz, F.E., Zagt, R.J., (2009). *Effects of forest certification on biodiversity*, Tropenbos International, Wageningen, The Netherlands.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., (1980). River continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic*. 37,130-137.

Verissimo, A., Lima, E., Lentini, M., (2002). *Pólos Madeireiros do Estado do Pará*. Imazon, Belém. P.74.

Watrin, O.S., Rocha, A.M.A. (1992). *Levantamento da Vegetação Natural e do Uso da Terra no Município de Paragominas (PA) Utilizando Imagens TM/Landsat*. EMBRAPA/CPATU, Boletim de Pesquisa, 124, Belém, p.40.